



Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante



## DISTRIBUCIÓN Y CONSERVACIÓN DE LOS ANFIBIOS DE LOS MACIZOS MONTAÑOSOS DE LA REGIÓN ORIENTAL DE CUBA

Ansel Fong Grillo



Tesis en opción al grado científico de Doctor en Ciencias Biológicas

Diciembre 2009

UNIVERSIDAD DE ALICANTE, ESPAÑA  
UNIVERSIDAD DE PINAR DEL RÍO, CUBA

**DISTRIBUCIÓN Y CONSERVACIÓN DE LOS ANFIBIOS DE LOS MACIZOS  
MONTAÑOSOS DE LA REGIÓN ORIENTAL DE CUBA**

Tesis en opción al grado científico de Doctor en Ciencias Biológicas

Autor: **M. Sc. Ansel Fong Grillo**

Directores:

**Dr. Nicasio Viña Dávila**  
Centro Oriental de Ecosistemas y Biodiversidad (BIOECO), Cuba

**Dr. Germán López Iborra**  
Universidad de Alicante, España

Diciembre 2009

## AGRADECIMIENTOS

A mis padres, por su apoyo incondicional y su estímulo de siempre.

A Irelis Bignotte, por su colaboración, por su compañía, por su apoyo en el trabajo y en la vida.

A José Leonardo Fernández y Freddy Rodríguez, por ser compañeros de aula, colegas de aventuras, amigos siempre.

A Josefina Blanco, Beatriz Lauranzón, Yaquelín Rivera, Arelis Mustelier, Gerardo Begué, Yoenris Oliveros y Ángel Arias, por la ayuda en el trabajo de campo. En especial a Rolando Viña por su importante ayuda en el trabajo de campo de todos estos años, esta tesis hubiera sido más difícil sin su cooperación.

A los responsables y trabajadores de las áreas protegidas donde se realizaron muestreos para la tesis, por permitirme el acceso a sus áreas, por la ayuda en el campo, por su amistad.

A todos mis compañeros de trabajo, desde los que mantuvieron limpia mi área de trabajo o sirvieron mi comida día a día, hasta los que decidían el futuro de mi institución, todos contribuyeron a que esta tesis fuera realidad.

A mis colegas del Departamento de Zoología de BIOECO, por su compañía diaria en el campo y la ciudad, por sus contribuciones y por sus sugerencias.

A todos los colegas de otros países que respondiendo a mi solicitud han enviado literatura útil de manera desinteresada.

A las personas que me permitieron obtener datos de las colecciones herpetológicas que tenían bajo su custodia: Raúl Cabrera y Julio A. Genaro (MNHNCu), Margarita Hernández Garrido (Museo "Charles T. Ramsden", Universidad de Oriente), Luis V. Moreno (IES) y Nils Navarro (Museo de Historia Natural "Carlos de la Torre", Holguín).

A los curadores que me enviaron toda la información sobre los ejemplares depositados en las colecciones de sus instituciones: Karen Butler (Kansas University, Natural History Museum, USA), David Dickey (American Museum of Natural History, USA), Ned Gilmore (Academy of Natural Sciences of Philadelphia, USA), Ron Heyer y Kenneth A. Tighe (United States National Museum), Bradford D. Hollingsworth (San Diego Natural History Museum, USA), Kenneth L. Krysko (Florida Natural History Museum, USA), Chris Phillips (Illinois Natural History Amphibian and Reptile Collection, USA), Greg Schneider (Museum of Zoology, University of Michigan, USA) y Jeffrey A. Seigel (Los Angeles County Museum, USA).

A los colegas Roberto Alonso (Museo Poey), Antonio Cádiz (UH), Luis M. Díaz (MNHNCu) y Ariel Rodríguez (IES) por facilitarme información de localidades para algunas especies.

A los tutores, por las útiles sugerencias y recomendaciones, por toda la ayuda durante la tesis y por dedicar parte de su corto tiempo a atenderme siempre que lo necesité. Ellos tienen la mayor responsabilidad en los méritos que pudiera tener esta tesis, pero no son culpables de los errores que pueda haber cometido.

Al director de mi institución durante el período de la tesis, por no liberarme de otras funciones para dedicarme al doctorado, haciendo de ésta tesis una aventura contrarreloj.

Al Consejo Científico de BIOECO, en especial a Joel Reyes, por las revisiones y las sugerencias realizadas para mejorar el documento final.

A Josabel Belliure, por sus consejos e ideas cuando la tesis era todavía un proyecto, por su ayuda en todo momento.

Al Centro Oriental de Ecosistemas y Biodiversidad (BIOECO) por todo el estímulo y las facilidades aportadas para realizar la tesis y a las Universidades de Alicante y Pinar del Río por llevar a cabo este programa de doctorado, permitiéndonos ser parte del mismo, en especial a Antonio Escarré por su empeño en que todo saliera bien.

A todos los que de una forma u otra colaboraron con mi trabajo, directa o indirectamente, apoyándome y animándome a concluirlo.

## RESUMEN

Los anfibios son uno de los grupos más importantes de la fauna de Cuba, tanto por el número de especies como por el endemismo, con muchas de las especies endémicas confinadas a áreas reducidas de la isla. Este hecho se hace más evidente en los macizos montañosos de la Región Oriental de Cuba, sin embargo es aún escaso el conocimiento que se tiene sobre este grupo en dichas montañas. Con el propósito de aportar información que llene algunos de estos vacíos de conocimientos y contribuir a la conservación y el manejo de estas especies y sus hábitats, este trabajo tiene como objetivos caracterizar la riqueza específica, la composición taxonómica y el endemismo de los anfibios, cuantificar las variaciones en riqueza, composición y abundancia producidos por cambios en el uso de los suelos en los bosques, desarrollar modelos predictivos de distribución utilizando dos métodos de modelación, describir la distribución de la riqueza de anfibios y evaluar la representatividad de las especies dentro del Sistema Nacional de Áreas Protegidas. Para cumplir estos objetivos se obtuvo la información contenida en 91 artículos, 3 373 ejemplares depositados en 16 colecciones herpetológicas y el trabajo de campo en 133 localidades; lo que permitió reunir y organizar los datos para el análisis de la composición de especies, las localidades registradas y el hábitat. Se obtuvieron modelos predictivos de la distribución de las especies mediante dos metodologías, Entropía Máxima y Clasificación de Hábitats Adecuados y se estimó la precisión de las predicciones realizadas. Se calculó la riqueza total de especies de cada cuadrícula de 1 km<sup>2</sup>, la que fue posteriormente ajustada y evaluada utilizando cuadrículas “bien muestreadas”. Se superpusieron los dos modelos ajustados de cada especie para obtener las áreas de coincidencia en las predicciones de distribución. Con estos nuevos modelos se calculó la riqueza total de especies, de especies endémicas, de endémicas regionales y de especies amenazadas. Se determinó la representatividad de cada especie y de las áreas de riqueza en el actual sistema de áreas protegidas y se proponen territorios adicionales para complementar las lagunas existentes y cumplir con las metas de conservación planificadas. Además, se escogieron ocho localidades donde el hábitat natural tuviera áreas transformadas por la actividad humana y en cada uno se realizaron búsquedas libres con conteos diurnos y nocturnos. Se calculó un índice de abundancia relativa (ind/h) para cada especie y un índice total para cada hábitat. Como resultado de este trabajo se reafirman a estos dos macizos como los principales centros de diversidad y endemismo de anfibios en la isla, con dos tercios del total de especies y de especies endémicas de estos grupos en Cuba. También estas montañas forman parte de los centros de riqueza específica y endemismo del Caribe insular. Se evidencian cambios en el número, la composición y la abundancia de los anfibios cuando se transforma la vegetación original producto de modificaciones en el uso de los suelos por la actividad humana. Los pastizales tuvieron las mayores afectaciones por la pérdida del total de las especies del hábitat original. Por primera vez para Cuba se obtuvieron modelos de distribución potencial a partir de dos métodos diferentes, permitiendo generar 56 modelos pertenecientes a 40 especies. La mayoría de las especies tuvieron áreas de distribución reducidas y solo unas pocas presentaron áreas de distribución potencial extensas. Los modelos obtenidos tuvieron una exactitud adecuada, lo que se comprobó por cuatro vías diferentes, aunque esto fue más difícil de cumplir en algunas especies con áreas de distribución muy amplias. El ajuste aplicado a la riqueza de especies permitió disminuir los errores de omisión y obtener una nueva riqueza muy similar en el número y la composición de especies de las cuadrículas bien muestreadas. Los valores de riqueza obtenidos predicen la presencia de cuadrículas con alrededor del 60% de las especies de cada macizo y la existencia de cuadrículas sin anfibios. La riqueza de especies mostró un patrón donde los valores bajos y medios están dispersos a través de todo el territorio y los valores más altos se encuentran concentrados en la zona norte central de Sagua-Baracoa y central de la Sierra Maestra, lo que parece explicarse por los efectos de la biogeografía y los requerimientos ecológicos de los anfibios. Las especies estudiadas presentaron una alta representatividad en las áreas protegidas y la proporción del área de distribución protegida de cada una se considera aceptable para el momento actual de la conservación en Cuba. Para lograr el cumplimiento de las metas de conservación trazadas para el próximo quinquenio por el CNAP se necesitaría aumentar la protección en un 5% más del territorio de estos macizos, incrementando las áreas protegidas actuales en un 15%. Los resultados de este estudio serán útiles a los manejadores de áreas protegidas y a los tomadores de decisiones y podrán contribuir a mejorar el Sistema Nacional de Áreas Protegidas con una base objetiva desde el punto de vista de los anfibios.



## INDICE

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN GENERAL.....	1
Diversidad de la fauna de anfibios.....	1
Transformación de hábitats y herpetofauna.....	1
Modelos predictivos y anfibios.....	2
Distribución de anfibios y áreas protegidas.....	4
Conservación de anfibios.....	6
Importancia, novedad científica y objetivos de la tesis.....	7
Literatura citada.....	8
CAPÍTULO 2. ÁREA DE ESTUDIO: LOS MACIZOS MONTAÑOSOS DE LA REGIÓN ORIENTAL DE CUBA.....	13
Definición.....	13
Áreas geográficas.....	13
Geología.....	19
Hipsometría.....	21
Hidrografía.....	21
Precipitaciones.....	23
Temperaturas.....	25
Caracterización climática.....	25
Vegetación.....	26
Cobertura.....	28
Presencia humana.....	28
Literatura citada.....	31
CAPÍTULO 3. COMPOSICIÓN ESPECÍFICA Y ENDEMISMO DE LOS ANFIBIOS DE LOS MACIZOS MONTAÑOSOS DE LA REGIÓN ORIENTAL DE CUBA.....	33
Introducción.....	33
Área de estudio.....	33
Materiales y Métodos.....	33
Resultados.....	35
Discusión.....	38
Literatura citada.....	40
Apéndice.....	42
CAPÍTULO 4. RIQUEZA Y ABUNDANCIA DE ANFIBIOS EN HÁBITATS NATURALES Y ANTROPIZADOS DE LOS MACIZOS MONTAÑOSOS DE LA REGIÓN ORIENTAL DE CUBA.....	47
Introducción.....	47
Área de estudio.....	48
Materiales y Métodos.....	50
Hábitats muestreados.....	50
Métodos de muestreo.....	51
Análisis de los datos.....	52
Resultados.....	53
Riqueza de especies.....	53
Abundancia relativa.....	55
Discusión.....	60
Riqueza y abundancia de las especies.....	60
Patrones de respuesta a los cambios.....	64
Implicaciones para la conservación.....	65
Literatura citada.....	67
Apéndice.....	71
CAPÍTULO 5. MODELOS PREDICTIVOS DE LA DISTRIBUCIÓN DE ANFIBIOS EN LOS MACIZOS MONTAÑOSOS DE LA REGIÓN ORIENTAL DE CUBA.....	73
Introducción.....	73
Área de estudio.....	75

<b>Materiales y Métodos</b> .....	75
Datos de las especies.....	75
Variables ambientales.....	75
Metodologías de modelación.....	78
Evaluación y comparación de los modelos.....	81
<b>Resultados</b> .....	82
Mapas y datos de cada especie .....	84
Modelos de distribución potencial .....	164
Contribución relativa de las variables .....	166
Evaluación de los modelos .....	166
Comparación entre las metodologías utilizadas.....	170
<b>Discusión</b> .....	176
<b>Literatura citada</b> .....	180
<b>Apéndices</b> .....	185
 CAPÍTULO 6. PATRONES DE DISTRIBUCIÓN DE LA RIQUEZA DE ESPECIES DE ANFIBIOS EN LOS MACIZOS MONTAÑOSOS DE LA REGIÓN ORIENTAL DE CUBA.....	189
<b>Introducción</b> .....	189
<b>Área de estudio</b> .....	190
<b>Materiales y Métodos</b> .....	190
<b>Resultados</b> .....	192
Cuadrículas bien muestreadas.....	192
Riqueza de especies a partir de Entropía Máxima .....	192
Riqueza de especies a partir de Clasificación de Hábitats Adecuados .....	197
Riqueza de especies a partir de la superposición de los dos modelos.....	199
Influencia de las variables ambientales .....	210
<b>Discusión</b> .....	214
<b>Literatura citada</b> .....	217
 CAPÍTULO 7. REPRESENTATIVIDAD DE LOS ANFIBIOS DE LOS MACIZOS MONTAÑOSOS DE LA REGIÓN ORIENTAL EN EL SISTEMA NACIONAL DE ÁREAS PROTEGIDAS DE CUBA...219	219
<b>Introducción</b> .....	219
<b>Área de estudio</b> .....	220
<b>Materiales y Métodos</b> .....	220
<b>Resultados</b> .....	222
Áreas de alto valor para la biodiversidad de anfibios .....	222
Análisis de vacío (Áreas de alto valor para la biodiversidad).....	225
Análisis de vacío (Especies individuales) .....	225
Áreas adicionales para la conservación de anfibios .....	229
<b>Discusión</b> .....	231
<b>Literatura citada</b> .....	236
<b>Apéndice</b> .....	239
 CAPÍTULO 8. CONCLUSIONES GENERALES.....	241

## CAPÍTULO 1

### INTRODUCCIÓN GENERAL

#### Diversidad de la fauna de anfibios

La clase Amphibia es una de las más diversas dentro de la fauna de vertebrados a nivel mundial, tanto en composición específica como en ecología, comportamiento y morfología. Los estimados más recientes consideran unas 5 948 especies descritas, repartidas en tres órdenes: Gymnophiona con 173 especies, Urodela con 548 especies y Anura, el mayor orden dentro de la clase, compuesto por 5 227 especies (Frost *et al.* 2006, Frost 2009). La taxonomía y nomenclatura de todos los componentes de esta clase se encuentran en un franco proceso de revisión y cambio, tal y como lo demuestran los abundantes trabajos que sobre el tema se han publicado en los últimos años (por ejemplo Faivovich *et al.* 2005, Frost *et al.* 2006, Hedges *et al.* 2008, entre muchos otros).

La taxonomía de los anfibios cubanos también se ve afectada por esta afluencia de revisiones y cambios, provocando una relativa inestabilidad en la taxonomía del grupo en la isla, aunque en esencia todo se reduce a cambios nomenclaturales más que de otro tipo. Un ejemplo de ello es el uso de los nombres genéricos *Bufo* y *Peltophryne*, los que se han intercambiado al menos cuatro veces desde su surgimiento (ver la historia en Frost 2009). Las consideraciones taxonómicas también afectan el número de especies de anfibios presentes en Cuba, si se siguen los cambios de Hedges *et al.* (2008) la fauna de anfibios de Cuba estaría compuesta de 64 especies, mientras que Díaz y Cádiz (2008) solo consideran la existencia de 62 especies en este archipiélago.

En esta tesis se siguen los criterios más recientes de Díaz y Cádiz (2008), por lo que la fauna de anfibios de Cuba posee 62 especies pertenecientes a un único orden, Anura, y cuatro familias: Bufonidae, Eleutherodactylidae, Hylidae y Ranidae. El porcentaje de endemismo es el más alto entre los vertebrados cubanos (95.2%), ya que solo tres especies no son endémicas. Una sola

especie introducida se ha establecido en todo el territorio cubano (*Rana catesbeiana*), el resto son especies nativas pertenecientes a tres géneros diferentes (*Bufo*, *Eleutherodactylus* y *Osteopilus*). Una gran proporción de las especies cubanas habitan en los macizos montañosos de la Región Oriental, los que constituyen los principales centros de diversidad específica y de endemismo de los anfibios de Cuba (Estrada y Ruibal 1999, Hedges 1999).

#### Transformación de hábitats y herpetofauna

Desde el mismo momento del surgimiento de la agricultura, la cobertura vegetal natural de todos los continentes sobre la tierra, excepto la Antártica, ha sido modificada en gran escala (Saunders *et al.* 1991). Aunque existe algún desacuerdo entre los diferentes autores sobre la forma en que son afectadas las especies (Pearman 1997), parece ser un hecho reconocido el que la transformación de los bosques afecta la herpetofauna de diversas maneras (Henderson y Powell 2001, Schlaepfer y Gavin 2001, Vitt y Caldwell 2001).

La alteración de la estructura de los bosques por conversión de la vegetación natural puede afectar a las poblaciones de anfibios y reptiles a través de cambios prolongados en las condiciones ambientales que conllevan a alterar las interacciones entre las poblaciones nativas (Vitt y Caldwell 2001). El conocimiento de cómo se asocia la diversidad de anfibios con la alteración de bosques es esencial para estudiar los mecanismos que influyen sobre las comunidades locales de anfibios y para el manejo de los bosques en vistas a la conservación de este grupo (Pearman 1997).

La relación entre la ecología de la herpetofauna en general, y de los anfibios en particular, con las diferentes prácticas de manejo de los bosques es un tema no muy estudiado en los trópicos, aunque hay varias publicaciones que abordan con diferentes enfoques los efectos de

la transformación de los bosques sobre la herpetofauna. Sin embargo, la mayoría de estas publicaciones se basan en estudios a corto o muy corto plazo, por lo que muchas veces no se tiene información suficiente sobre el hecho o los datos son aún inadecuados (Vitt y Caldwell 2001).

Entre los trabajos que han estudiado los efectos de la alteración del hábitat sobre la herpetofauna en el neotrópico se encuentran los de Marsh y Pearman (1997), Vargas y Bolaños (1999), Vargas y Castro (1999), Toral *et al.* (2002), Urbina y Londoño (2003), Gutiérrez *et al.* (2004), Pineda *et al.* (2005), Gardner *et al.* (2007) y Brandão y Araújo (2008). Estos trabajos coincidieron en que la intervención humana provoca efectos negativos sobre la riqueza y la composición de especies, y en algunos casos sobre la distribución y la abundancia de las especies, que existían en la vegetación nativa.

La actividad humana no siempre parece afectar a la composición y abundancia de las comunidades de anfibios, como lo demuestran los trabajos de Martínez y Muñoz (1998) y Herrera *et al.* (2004). Estos autores atribuyeron sus resultados a la estructura de la vegetación, la diversidad dentro de las vegetaciones antropizadas y el efecto de borde entre estas y el bosque natural.

Los resultados más interesantes en este tema son los de Pearman (1997) y Schlaepfer y Gavin (2001), ya que demuestran que la respuesta de los anfibios ante la antropización es variable, dependiendo de la especie o el grupo taxonómico (y su posición ecológica en los ecosistemas) y de la estación o período del año. Estos autores concluyen que los efectos de la antropización sobre la herpetofauna son dinámicos en espacio y tiempo y que los taxones responden a la misma en función de sus requerimientos biológicos particulares.

Uno de los pocos trabajos que analizan los efectos de la actividad humana sobre la herpetofauna de las Antillas es el de Henderson y Powell (2001). Los autores se basaron en la revisión de cientos de referencias publicadas sobre 601 especies de anfibios y reptiles de estas islas para analizar los efectos de diferentes actividades y procesos humanos

sobre la herpetofauna. Aunque muchos de los nuevos ambientes creados por el hombre son utilizados en alguna medida, los autores expresan que solo del 5 al 10% de esta fauna ha sido beneficiado directamente con la actividad antropogénica. Los anfibios explotan en menor grado que otros grupos los recursos humanos y en particular las especies de *Eleutherodactylus* parecen ser especialmente intolerantes al impacto antropogénico.

En Cuba los estudios sobre los efectos de la antropización de los hábitats naturales y de la fragmentación de los bosques sobre la herpetofauna son bien escasos. En la literatura revisada solo se encontró el trabajo de Fong (1999), quien describe la pérdida de especies de anfibios en hábitats antropizados con respecto a hábitats naturales en dos localidades del macizo montañoso Sagua-Baracoa.

Otros tres trabajos no publicados corresponden a los informes de un proyecto de investigación nacional. En ellos Fong y Viña (1998, 2000, 2001) analizan los cambios en la riqueza y composición de especies de anfibios en hábitats antropizados y naturales de los macizos montañosos de Cuba Oriental. Estos estudios solo analizan cambios en diversidad, pero no consideran la abundancia de las especies ni otros factores como microhábitat, selección del hábitat, entre otros.

### Modelos predictivos y anfibios

El concepto más clásico y antiguo de ecología la define como la ciencia que estudia las relaciones de los organismos con el ambiente o en un sentido menos vago, como el estudio de las interacciones que determinan la distribución y abundancia de los organismos (Krebs 1972). Precisamente la cuantificación de esas relaciones especie-ambiente constituye el centro de la modelación predictiva de la distribución geográfica de las especies (Guisan y Zimmerman 2000). Estos modelos intentan predecir la probabilidad de presencia de las especies como una función de un grupo de predictores ambientales (Elith *et al.* 2006) basándose en varias hipótesis de cómo los factores ambientales controlan la distribución

de las especies y las comunidades (Guisan y Zimmerman 2000).

Mediante el proceso de modelación se predicen las áreas con ambientes adecuados para que una especie esté presente, al mismo tiempo que se detectan las áreas no apropiadas para su ocupación por esa especie (Beauvais *et al.* 2006). El modelo obtenido puede estar dividido en dos categorías (adecuadas/no adecuadas) o puede producir una gradación de idoneidad del hábitat. La metodología de modelación ha recibido diferentes nombres, entre los que se encuentran modelación predictiva de la distribución, modelación del nicho ecológico, distribución potencial, modelos de hábitats idóneos y otras combinaciones de estos términos y otros similares (Beauvais *et al.* 2006).

Los modelos de distribución potencial de las especies tienen en la actualidad una gran importancia como herramienta de investigación en autoecología, además de que han proporcionado una herramienta innovadora a los investigadores para explorar diversas preguntas en ecología, evolución y conservación (Guisan y Zimmerman 2000, Elith *et al.* 2006). Se han usado para estudiar las relaciones entre los parámetros medioambientales y la riqueza de especies, para establecer prioridades de conservación, para mejorar la precisión de los atlas de distribución, para el análisis de patrones espaciales en la diversidad de las especies, la dispersión de especies invasoras, las distribuciones de las especies en el pasado, los impactos del cambio climático y el uso de la tierra sobre la distribución original de las especies, y para la diferenciación ecológica y geográfica de las distribuciones de especies relacionadas (Guisan y Zimmerman 2000, Graham *et al.* 2004, Elith *et al.* 2006).

Se han realizado modelaciones predictivas para plantas, invertebrados y vertebrados, así como para vegetación y comunidades faunísticas y florísticas de muchos sitios del mundo (revisiones en Guisan y Zimmerman 2000 y Scott *et al.* 2002). Varios autores han utilizado esta metodología para obtener distribuciones potenciales de anfibios, sin embargo son escasos estos trabajos si se comparan con otros

grupos como aves y plantas, aun más considerando el número de especies de anfibios, su importancia dentro de los ecosistemas y el grado de amenaza al que están expuestos en la actualidad a nivel mundial.

Los trabajos que han modelado la distribución de anfibios han tenido diferentes propósitos y han empleado diferentes metodologías. Por esto, Segurado y Araújo (2004) aplicaron y compararon siete de las técnicas de modelación conocidas en aquel momento utilizando como especies modelo a los anfibios y reptiles de Portugal. Aunque lamentablemente estos autores no incluyeron en su comparación algunas metodologías muy utilizadas en la actualidad, llegaron a la conclusión de que no existe un método superior al resto para todas las circunstancias y que la selección del método debe estar acorde a los objetivos y a los tipos de distribuciones a modelar.

Las primeras modelaciones del nicho ecológico de anfibios se realizaron mediante la aplicación de un índice de idoneidad del hábitat en dos especies norteamericanas, *Notophthalmus viridescens viridescens* y *Rana catesbeiana* (Sousa 1985, Graves y Anderson 1987). Estos modelos reunieron y analizaron toda la información ecológica disponible de las especies para producir un índice con valores extremos de 0 (condiciones no adecuadas) y 1 (hábitat óptimo). El propósito de estos modelos era dar un estimado de la idoneidad relativa del hábitat para cada especie al mismo tiempo que se pudieran aplicar en la planificación de estudios sobre los hábitats y en el manejo y conservación de los mismos.

Las técnicas deductivas en la modelación de la distribución de los anfibios han seguido utilizándose con éxito hasta la actualidad, como lo prueban los trabajos de Rondinini *et al.* (2005), Rondinini y Boitani (2006) y Dayton y Fitzgerald (2006). En estos trabajos los autores utilizan las preferencias de hábitat para desarrollar modelos de idoneidad del hábitat para anfibios africanos y norteamericanos, los cuales fueron verificados posteriormente mediante la comparación de los niveles de idoneidad con datos de presencia-ausencia recolectados en el campo. Estos trabajos

reafirmaron la factibilidad del uso de las técnicas deductivas en la modelación de la distribución de las especies y demostraron la confiabilidad de sus resultados al evaluar los mismos con datos de campo y alcanzar precisiones altas en todos los casos.

El mayor cúmulo de trabajos en la modelación de la distribución de los anfibios se ha realizado con el empleo de técnicas inductivas de modelación y particularmente aplicando la metodología de la entropía máxima y el programa MAXENT. Al menos dos publicaciones han utilizado los anfibios como modelos para la comparación entre MaxEnt y otros métodos de modelación (Hernández *et al.* 2006) y para evaluar el comportamiento del método ante diferentes tipos de datos y situaciones (VanDerWal *et al.* 2009). Ambos trabajos coinciden en que este método es, en muchos aspectos, superior a otros tradicionalmente utilizados para la modelación del nicho ecológico de las especies y en que es adecuado para la modelación a partir de pocos datos de presencia y distribuciones reducidas espacialmente.

La conservación de los anfibios ha sido el principal objetivo de los trabajos que han usado MaxEnt para obtener distribuciones potenciales, ya sea para detectar la cobertura que brindan las áreas protegidas a los núcleos de riqueza de especies y a las especies raras o amenazadas, como lo hicieron Pawar *et al.* (2007) y Urbina y Loyola (2008), como para predecir la distribución de especies invasoras y su posible efecto sobre las faunas nativas, lo cual fue realizado por Ficetola *et al.* (2007) y Giovanelli *et al.* (2008) en regiones tan distantes como Europa y Brasil.

Pineda y Lobo (2009) modelaron la distribución de las 370 especies de anfibios mexicanos utilizando MaxEnt para después sumar los modelos resultantes y obtener la riqueza de especies del territorio. Estos autores pusieron en práctica un método novedoso de evaluación y ajuste de la riqueza de especies a partir de las localidades conocidas de las mismas y los errores de predicción. Además del número de especies, también compararon la composición específica para ver cuan bien la suma de los

modelos individuales se ajustaban a los patrones reales de riqueza de especies.

Los modelos de distribución espacial han sido usados con otros propósitos y metodologías, como lo hicieron Araújo *et al.* (2006) al aplicar las técnicas de modelación para estimar la relación entre la distribución de las especies europeas de anfibios y el clima actual, permitiéndoles predecir los efectos del cambio climático sobre su distribución futura. También se han utilizado para estimar la probabilidad de éxito en la migración entre zonas de puesta y predecir la aparición estacional de dos especies europeas (Ray *et al.* 2002). Graham *et al.* (2004) los utilizaron en un contexto filogenético como una forma de explorar los factores que pueden haber influido en los procesos de especiación de ranas dendrobátidas de Suramérica. Estos tres trabajos constituyen ejemplos de la diversidad de usos que pueden tener las modelaciones de distribución de las especies y de lo poco explotadas que son aún estas metodologías.

### **Distribución de anfibios y áreas protegidas**

Una de las funciones principales de las áreas protegidas es la protección y manejo de los componentes vivos del ambiente con el objetivo de garantizar su conservación a largo plazo. Sin embargo, la situación espacial de las áreas protegidas no siempre coincide con la distribución geográfica de los recursos que deberían conservar, quedando algunas especies o ecosistemas parcial o totalmente fuera de la protección de esas áreas. Por este motivo en varias regiones y países se han realizado estudios que tratan de averiguar si existe coincidencia entre la distribución de los espacios protegidos y las especies, permitiéndoles realizar recomendaciones para lograr la mayor efectividad de las áreas de conservación.

Uno de los primeros trabajos en este sentido y tal vez el más conocido es el denominado "Gap analysis", en español "análisis de vacíos", conjunto de procedimientos mediante los cuales se estima en que extensión las especies nativas de la flora y la fauna están siendo

protegidas por las áreas de conservación (Scott *et al.* 1993). Este análisis se aplicó originalmente en los Estados Unidos, donde se construyeron los mapas predictivos de distribución de las especies de vertebrados a partir de la distribución de los diferentes tipos de cobertura terrestre, superponiéndolos con mapas de las áreas protegidas para identificar las entidades con poca o ninguna representación en las áreas de conservación de la biodiversidad (Scott *et al.* 1993, Kiester *et al.* 1996).

En varias partes del mundo se han aplicado los “análisis de vacíos” en su concepto más simple, es decir, tratando de identificar los vacíos en los sistemas de reservas que puedan completarse con el establecimiento de nuevas áreas de conservación (Araújo 1999). Algunos ejemplos de estas aplicaciones son las de Pressey y Tully (1994) en Australia, Castro Parga *et al.* (1996) en España, Williams *et al.* (1996) en Inglaterra y Fjeldsa y Rahbek (1997) en Suramérica. Estas publicaciones muestran la diversidad de regiones y grupos taxonómicos en los que se ha aplicado este tipo de análisis de conservación.

La mayoría de los estudios que aplican los “análisis de vacíos” utilizan como criterios de biodiversidad a los vertebrados, las plantas y esporádicamente a las mariposas. Por tanto, son relativamente frecuentes los estudios que incluyen a los anfibios como medida de biodiversidad en los análisis de vacíos, como lo hacen en mayor o menor grado la mayoría de los estados norteamericanos donde se ha aplicado el “Gap analysis” (ver [www.gap.uidaho.edu](http://www.gap.uidaho.edu)). Otros ejemplos son los de Araújo (1999) en Portugal, Rey Benayas y de la Montaña (2003) y Araújo *et al.* (2007) en España y Yip *et al.* (2004) en Hong Kong.

Recientemente se han comenzado a utilizar las técnicas de modelación más modernas para obtener la distribución potencial de las especies y aplicar los modelos obtenidos en los análisis de vacío. Este tipo de análisis no es muy común aún para las especies herpetológicas y algunos de los mejores ejemplos son los de García (2006) en México, Pawar *et al.* (2007) en la India y Urbina y Loyola (2008) en Mesoamérica.

Estos autores, además de detectar los vacíos y deficiencias en la conservación de anfibios y reptiles, localizan y proponen territorios a donde deben expandirse las áreas de conservación para que protejan a las especies de mayor interés.

En Cuba la situación es similar al resto del mundo y solo en tres ocasiones se han realizado análisis de vacío para conocer la cobertura que brindan las áreas protegidas a los anfibios (además de otros grupos de la flora y la fauna). Dos de estos análisis fueron realizados dentro de la planificación de las áreas protegidas para los quinquenios 2003-2008 (CNAP 2002) y 2009-2013 (CNAP 2009). En el primer trabajo se analizaron las 56 especies de anfibios conocidas en aquel momento, concluyendo que tenían un alto nivel de representatividad en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP).

En el plan actual del SNAP se analizaron solo las 40 especies de anfibios endémicas con distribución restringida y con algún grado de amenaza (CNAP 2009). Este análisis utilizó los registros puntuales de cada especie como medida de la distribución, obteniendo solamente un criterio de presencia/ausencia de las especies dentro del territorio de las áreas protegidas. El uso de localidades para este análisis tiene la desventaja de que no puede estimarse numéricamente que proporción del área de distribución se encuentra dentro de áreas protegidas y cuanto fuera, pero los autores trataron de resolver este problema considerando el número de localidades dentro y fuera de las áreas, lo que tiene también inconvenientes.

En otro análisis con procedimientos similares, Díaz y Cádiz (2008) concluyeron que de las 62 especies de anfibios conocidas en la actualidad, el 92% están presentes en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas. Las cinco especies sin protección se conocen de localidades cercanas o limítrofes con áreas protegidas, lo que hace probable que en un futuro cercano estas especies sean registradas dentro del SNAP (Díaz y Cádiz 2008).

### Conservación de anfibios

La conservación de los anfibios ha ganado importancia en las últimas décadas a partir de la detección de las muertes masivas y las extinciones poblacionales en varios sitios del mundo, lo que vino a ser conocido como el fenómeno de las declinaciones de los anfibios (Blaustein y Kiesecker 2002, Stuart *et al.* 2004). A partir de este momento el número de estudios y publicaciones sobre el tema aumentó vertiginosamente en todo el mundo, se crearon organizaciones especialmente dirigidas a enfrentar este problema (por ejemplo, Declining Amphibian Population Task Force) y se realizó una evaluación global del estado de amenaza de los anfibios (IUCN *et al.* 2004).

Sin embargo, el desarrollo de investigaciones y la preocupación por la conservación de los anfibios no ha tenido un desarrollo parejo en todo el mundo y en algunas regiones, como las islas del Caribe, son aún escasos los estudios sobre el tema, los que han venido a desarrollarse en los últimos 10 años y mayormente en el último quinquenio, a pesar de ser este uno de los puntos de mayor biodiversidad del mundo (Myers *et al.* 2000). En este sentido, Hedges (1993) hizo una de las primeras contribuciones al analizar cada una de las especies antillanas conocidas en aquel momento a la luz de sus datos de campo y la información publicada.

Henderson (1992) y Henderson y Powell (2001) analizaron los efectos de la actividad humana sobre la herpetofauna de las Antillas, estimando el efecto negativo que ha tenido sobre anfibios y reptiles la introducción de depredadores y recursos ambientales por los humanos. Otros trabajos hacen referencia indirecta a la conservación de los anfibios, las que se insertan dentro de trabajos taxonómicos o ecológicos (por ejemplo los trabajos de Henderson y Powell 1999, 2009, Germano *et al.* 2003, Hedges *et al.* 2008) o son ensayos generales sobre la conservación de la herpetofauna de alguna o todas las islas del Caribe (Powell *et al.* 2000, Smith *et al.* 2005, Hedges 2006, 2007, 2008).

En Cuba son igualmente escasos los estudios dirigidos a estimar el estado de conservación

de los anfibios o a proponer medidas para su protección. Sin embargo, está claro que una gran proporción de la fauna de anfibios se encuentra amenazada por diferentes factores, como lo habían detectado Perera *et al.* (1994), quienes otorgaron diferentes categorías de amenaza a 20 especies. En la evaluación más reciente (IUCN 2009) se analizaron todas las especies de anfibios descritas, considerando que 49 especies (el 79.0% del total) se encuentran amenazadas, principalmente por factores humanos como la destrucción y fragmentación del hábitat. Otras aplicaciones de las categorías de amenaza a las especies cubanas habían sido hechas en los Talleres para la Conservación, Análisis y Manejo Planificado de Animales Silvestres (CAMP) en los años 1998 y 1999, las que incluyeron solo seis anfibios (Rodríguez y Alonso 2000).

Las obras de Rodríguez Schettino (2003) y de Díaz y Cádiz (2008) incluyeron análisis de las principales amenazas que existen sobre los anfibios cubanos y de la aplicación de las categorías de amenaza de la IUCN a estas especies. Aunque en ambos trabajos se realiza un análisis general de la situación cubana, ninguno se basa en datos resultantes de estudios dirigidos a comprobar o cuantificar estas amenazas, sino que reflejan la opinión de los autores basada en su experiencia personal.

Un descubrimiento importante para la conservación de los anfibios cubanos fue el primer registro de la presencia de quitridiomycosis en Cuba (Díaz *et al.* 2007), enfermedad que ha causado muertes masivas en varios sitios del mundo y uno de los responsables comprobados de las declinaciones de los anfibios.

Otra contribución importante a la conservación de la biodiversidad en Cuba fueron los Inventarios Biológicos Rápidos (<http://fm2.fmnh.org/rbi/>) realizados por el Field Museum y varias instituciones cubanas entre los años 2002 y 2004. En los informes publicados de estos estudios se analizan las amenazas a los componentes de la biodiversidad, incluyendo los anfibios, y se realizan recomendaciones concretas para



mitigar o eliminar esas amenazas en seis áreas protegidas.

Las más recientes contribuciones a la conservación de anfibios realizadas en Cuba son los “análisis de vacío” incluidos en las planificaciones del Sistema Nacional de Áreas Protegidas para los quinquenios 2003-2008 y 2009-2013 (CNAP 2002, 2009). Estos trabajos trazaron metas de conservación cuantitativas y analizaron las especies representadas en áreas protegidas y las que quedaron desprotegidas por este sistema, realizando recomendaciones para tratar de solventar los problemas detectados.

### **Importancia, novedad científica y objetivos de la tesis**

La importancia de los anfibios dentro de los ecosistemas y su relevancia en la fauna cubana es innegable, como lo demuestra la revisión realizada en este capítulo. Sin embargo es escaso el conocimiento que se tiene sobre este grupo y pueden considerarse raros los estudios sobre anfibios en las montañas orientales a excepción de los destinados a la descripción de nuevas especies. Resulta paradójico que a pesar de ser un grupo de tanta repercusión en la conservación, sean tan escasos los trabajos que los traten, los que permitirían conocer más sobre la dinámica y el estado actual de estas poblaciones.

La información obtenida en esta tesis es un aporte al conocimiento de la fauna de anfibios de Cuba Oriental en particular y de Cuba en general. Inicialmente, el capítulo 3 actualiza la composición específica de las montañas, se listan y analizan todas las especies de los dos macizos montañosos más importantes de la isla, al tiempo que se compara su riqueza y endemismo con otros sistemas montañosos de Cuba y el Caribe, trabajo que se realiza por primera vez. A partir de esta tesis se dispone de una lista actualizada de las especies presentes en las montañas de la Región Oriental de Cuba, la que puede tener múltiples usos en análisis de ecología, biogeografía y conservación.

Los resultados de esta tesis son también aplicables en la planificación del manejo y conservación de estos macizos montañosos, especialmente en acciones de restauración ecológica, debido a que los anfibios son componentes importantes de la herpetofauna de muchos ecosistemas cubanos, donde juegan una valiosa función ecológica. Teniendo en cuenta el uso actual de la tierra en Cuba, es de vital importancia el conocimiento de los efectos que producen los cambios en el uso de los suelos por la actividad humana sobre la fauna de anfibios si se quiere conservar este recurso biológico al mismo tiempo que se realiza un uso sostenible de los bosques. A lo anterior contribuyen los resultados del capítulo 4, donde se demuestran y cuantifican los efectos negativos de las actividades antrópicas en bosques naturales sobre las comunidades de anfibios, estudio que se realiza por primera vez en Cuba.

El capítulo 5 es una contribución al conocimiento sobre la distribución de los anfibios y los factores que la condicionan. Por primera vez se presentan mapas de distribución potencial de las especies, contruidos con los métodos más modernos de modelación del nicho ecológico, los que se basan en los registros reales de presencia y en las características de los sitios donde habitan las especies. Hasta el momento los mapas existentes solo presentaban los registros puntuales de cada especie o el mapa de área de distribución con los límites trazados de manera subjetiva, los que muchas veces no representan la distribución real de la especie.

En el capítulo 6 se presentan mapas de riqueza de especies de anfibios calculadas a partir de los modelos de distribución potencial, los cuales fueron evaluados y ajustados para obtener resultados más precisos y cercanos a la realidad, aplicando una metodología totalmente novedosa utilizada por segunda vez en el mundo. Estos mapas también podrán ser utilizados en la planificación del desarrollo sostenible del territorio y en la gestión de los recursos naturales del mismo.

Por último, el capítulo 7 analiza la cobertura que brinda el actual Sistema Nacional de Áreas

Protegidas a cada una de las especies de anfibios de estos macizos montañosos y a las áreas de mayor importancia para la biodiversidad de este grupo, al tiempo que se detectan y proponen nuevas áreas que pueden ser protegidas para garantizar la conservación de todo el grupo y cumplir con las metas de conservación trazadas para el próximo quinquenio. El análisis de los vacíos de conservación en las áreas de importancia, el cálculo de la proporción de territorio protegido de estas áreas y de las áreas de distribución de las especies, así como la selección de zonas adicionales de conservación son resultados totalmente novedosos para el área de estudio y para Cuba. Serán de gran utilidad a los manejadores de áreas protegidas y a los tomadores de decisiones, los que podrán contribuir a mejorar el Sistema Nacional de Áreas Protegidas con una base objetiva desde el punto de vista de los anfibios.

Teniendo en cuenta todo lo anteriormente planteado y considerando el significado actual de los anfibios dentro de la conservación mundial se plantean los siguientes objetivos:

- 1- Caracterizar la riqueza específica, la composición taxonómica y el endemismo de los anfibios de los macizos montañosos de la Región Oriental de Cuba.
- 2- Cuantificar las variaciones en riqueza, composición y abundancia de anfibios, producidos por cambios en el uso de los suelos en los bosques de los macizos montañosos de la Región Oriental de Cuba.
- 3- Desarrollar modelos predictivos de distribución de los anfibios de los macizos montañosos de la Región Oriental de Cuba utilizando dos métodos de modelación, evaluando la precisión de los modelos creados para predecir la distribución de las especies.
- 4- Detectar las variables ambientales que mayor influencia tienen sobre la distribución de estas especies y estimar la importancia de esa influencia sobre los modelos concebidos.
- 5- Estimar la similitud de los modelos producidos por dos metodologías diferentes en cuanto a localización de las áreas de predicción, extensión de la distribución potencial y variables ambientales con influencia en el modelo.
- 6- Describir la distribución de la riqueza de anfibios de los macizos montañosos de la Región Oriental de Cuba utilizando los criterios de riqueza de especies, especies endémicas y especies amenazadas, analizando los factores que propician esta distribución.
- 7- Evaluar la representatividad de los anfibios de los macizos montañosos de la Región Oriental dentro del Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Cuba.

#### Literatura citada

- Araújo, M. B. 1999. Distribution patterns of biodiversity and the design of a representative reserve network in Portugal. *Diversity Distributions* 5:151-163.
- Araújo, M. B., W. Thuiller y R. G. Pearson. 2006. Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. *J. Biogeog.* 33:1712-1728.
- Araújo, M. B., J. M. Lobo y J. C. Moreno. 2007. The effectiveness of Iberian Protected Areas in conserving terrestrial biodiversity. *Conserv. Biol.* 21:1423-1432.
- Beauvais, G. P., D. A. Keinath, P. Hernandez, L. Master y R. Thurston. 2006. Element distribution modeling: a primer -or- Musings upon depicting the geographic arrangement of biota, with ample reference to the harsh lessons of the dark master experience. Version 2.0. Wyoming Natural Diversity Database, University of Wyoming, Wyoming, USA.
- Blaustein, A. R. y J. M. Kiesecker. 2002. Complexity in conservation: lessons from the global decline of amphibian populations. *Ecol. Letters* 5:597-608.
- Brandão, R. A. y A. F. B. Araújo. 2008. Changes in anuran species richness and abundance resulting from hydroelectric dam flooding in central Brazil. *Biotropica* 40:263-266.

- Castro Parga, I., J. C. S. Moreno, C. J. Humphries y P. H. Williams. 1996. Strengthening the natural and national park system of Iberia to conserve vascular plants. *Bot. J. Linnean Soc.* 121:189-206.
- CNAP (Centro Nacional de Áreas Protegidas). 2002. Sistema Nacional de Áreas Protegidas, Cuba. Plan 2003-2008. Escandón Impresores, Sevilla, España, 222 pp.
- CNAP (Centro Nacional de Áreas Protegidas). 2009. Plan del Sistema Nacional de Áreas Protegidas 2009-2013. Centro Nacional de Áreas Protegidas, La Habana, Cuba, 190 pp.
- Dayton, G. H. y L. A. Fitzgerald. 2006. Habitat suitability models for desert amphibians. *Biol. Conserv.* 132:40-49.
- Díaz, L. M. y A. Cádiz. 2008. Guía taxonómica de los anfibios de Cuba. *Abc Taxa* 4:1-294.
- Díaz, L. M., A. Cádiz, A. Chong y A. Silva. 2007. First report of chytridiomycosis in a dying toad (*Anura: Bufonidae*) from Cuba: a new conservation challenge for the island. *EcoHealth* 4:172-175.
- Elith, J., C. H. Graham, R. P. Anderson, M. Dudík, S. Ferrier, A. Guisan, R. J. Hijmans, F. Huettmann, J. R. Leathwick, A. Lehmann, J. Li, L. G. Lohmann, B. A. Loiselle, G. Manion, C. Moritz, M. Nakamura, Y. Nakazawa, J. M. Overton, A. T. Peterson, S. J. Phillips, K. Richardson, R. Scachetti-Pereira, R. E. Schapire, J. Soberón, S. Williams, M. S. Wisz y N. E. Zimmermann. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29:129-151.
- Estrada, A. R. y R. Ruibal. 1999. A review of Cuban Herpetology. En B. I. Crother (ed.). *Caribbean Amphibians and Reptiles*, pp 31-62. Academic Press, New York.
- Faivovich, J., C. F. B. Haddad, P. C. A. García, D. R. Frost, J. A. Campbell y W. C. Wheeler. 2005. Systematic review of the frog family Hylidae, with special reference to Hylinae: a phylogenetic analysis and taxonomic revision. *Bull. Am. Mus. Nat. Hist.* 294:1-240.
- Ficetola, G. F., W. Thuiller y C. Miaud. 2007. Prediction and validation of the potencial global distribution of a problematic alien invasive species -the American bullfrog. *Diversity Distrib.* 13:476-485.
- Fjeldsa, J. y C. Rahbek. 1997. Species richness and endemism in South American birds: implications for the design of networks of nature reserves. En W. F. Laurance, R. Bierregaard y C. Moritz (eds.). *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*, pp. 466-482. University of Chicago Press, Chicago.
- Fong, A. 1999. Changes in amphibian composition in altered habitats in eastern Cuba. *Froglóg* 36:2.
- Fong, A. y N. Viña. 1998. Anfibios de Nipe-Sagua-Baracoa. En N. Viña, A. Fong y D. Maceira (eds.). *Diversidad biológica del macizo montañoso Nipe-Sagua-Baracoa*, pp. 652-677. Centro Oriental de Ecosistemas y Biodiversidad (BIOECO), Santiago de Cuba.
- Fong, A. y N. Viña. 2000. Anfibios. En N. Viña, A. Fong y D. Maceira (eds.). *Diversidad biológica del macizo montañoso Sierra Maestra*, pp. 650-664. Centro Oriental de Ecosistemas y Biodiversidad (BIOECO), Santiago de Cuba.
- Fong, A. y N. Viña. 2001. Anfibios de los macizos montañosos orientales. En N. Viña, A. Fong y D. Maceira (eds.). *Diversidad biológica de los macizos montañosos orientales*, pp. 760-776. Centro Oriental de Ecosistemas y Biodiversidad (BIOECO), Santiago de Cuba.
- Frost, D. R. 2009. Amphibian species of the world: an online reference. Version 5.3 (12 Febrero 2009). (<http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.html>). American Museum of Natural History, New York, USA. (Revisado el 26 Noviembre 2009).
- Frost, D. R., T. Grant, J. Faivovich, R. H. Bain, A. Haas, C. F. B. Haddad, R. O de Sa, A. Channing, M. Wilkinson, S. C. Donnellan, C. Raxworthy, J. A. Campbell, B. L. Blotto, P. Moler, R. C. Drewes, R. A. Nussbaum, J. D. Lynch, D. M. Green y W. C. Wheeler. 2006. The amphibian tree of life. *Bull. Am. Mus. Nat. Hist.* 297:1-370.
- García, A. 2006. Using ecological niche modelling to identify diversity hotspots for the herpetofauna of Pacific lowlands and adjacent interior valleys of Mexico. *Biol. Conserv.* 130:25-46.
- Gardner, T. A., M. A. Ribeiro, J. Barlow, T. C. Ávila-Pires, M. S. Hoogmoed y C. A. Peres. 2007. The value of primary, secondary, and plantation

- forests for a Neotropical herpetofauna. *Conserv. Biol.* 21:775-787.
- Germano, J. M., J. M. Sander, R. W. Henderson y R. Powell. 2003. Herpetofaunal communities in Grenada: A comparison of altered sites, with an annotated checklist of Grenadian amphibians and reptiles. *Caribb. J. Sci.* 39:68-76.
- Giovanelli, J. G. R., C. F. B. Haddad y J. Alexandrino. 2008. Predicting the potential distribution of the alien invasive American bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) in Brazil. *Biol. Invasions* 10:585-590.
- Graham, C. H., S. Ron, J. C. Santos, C. J. Schneider y C. Moritz. 2004. Integrating phylogenetics and environmental niche models to explore speciation mechanisms in dendrobatid frogs. *Evolution* 58:1781-1793.
- Graves, B. M. y S. H. Anderson. 1987. Habitat suitability index models: Bullfrog. U. S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 82 (10.138), 22 pp.
- Guisan, A. y N. E. Zimmermann. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecol. Model.* 135:147-186.
- Gutiérrez, D. L., V. H. Serrano y M. P. Ramírez. 2004. Composición y abundancia de anuros en dos tipos de bosque (natural y cultivado) en la cordillera oriental colombiana. *Caldasia* 26:245-264.
- Hedges, S. B. 1993. Global amphibian declines: a perspective from the Caribbean. *Biodiversity Conserv.* 2:290-303.
- Hedges, S. B. 1999. Distribution patterns of amphibians in the West Indies. *En* W. E. Duellman (ed.). *Regional patterns of amphibian distribution: A global perspective*, pp. 211-254. Johns Hopkins University Press.
- Hedges, S. B. 2006. An overview of the evolution and conservation of West Indian amphibians and reptiles. *Appl. Herpetol.* 3:281-292.
- Hedges, S. B. 2007. The amphibians and reptiles of Hispaniola and their conservation. *En* E. M. Fernandez, (ed.). *Hispaniola: a photographic journey through island biodiversity*, pp. 18-25. Harvard U. Press, Cambridge, Massachusetts.
- Hedges, S. B. 2008. Threatened amphibians of the West Indies. *En* S. N. Stuart, M. Hoffmann, J. S. Chanson, N. A. Cox, R. Berridge, P. Ramani y B. E. Young (eds.). *Threatened Amphibians of the World*, pp. 104-105. Lynx Ediciones, with IUCN - The World Conservation Union, Conservation International, and NatureServe, Barcelona.
- Hedges, S. B., W. E. Duellman y M. P. Heinicke. 2008. New World direct developing frogs (Anura: Terrarana): Molecular phylogeny, classification, biogeography, and conservation. *Zootaxa* 1737:1-182.
- Henderson, R.W. 1992. Consequences of predator introductions and habitat destruction on amphibians and reptiles in the post-Columbus West Indies. *Caribb. J. Sci.* 28:1-10.
- Henderson, R. W. y R. Powell. 1999. West Indian herpetoecology. *En* B. I. Crother (ed.). *Caribbean Amphibians and Reptiles*, pp. 223-268. Academic Press, San Diego, California.
- Henderson, R. W. y R. Powell. 2001. Responses by the West Indian herpetofauna to human-influenced resources. *Caribb. J. Sci.* 37:41-54.
- Henderson, R. W. y R. Powell. 2009. Natural history of West Indian reptiles and amphibians. Univ. of Florida Press, Gainesville, xxiv + 495 pp.
- Hernández, P. A., C. H. Graham, L. L. Master y D. L. Albert. 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography* 29:773-785.
- Herrera, M. A., L. A. Olaya y H. F. Castro. 2004. Incidencia de la perturbación antrópica en la diversidad, la riqueza y la distribución de *Eleutherodactylus* (Anura: Leptodactylidae) en un bosque nublado del Suroccidente colombiano. *Caldasia* 26:265-274.
- IUCN. 2009. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2009.1. (<http://www.iucnredlist.org/>). International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, Gland. (Revisado el 29 Mayo 2009).
- IUCN, Conservation International y NatureServe. 2004. Global Amphibian Assessment. ([www.globalamphibians.org](http://www.globalamphibians.org)). NatureServe, Arlington. (Revisado el 30 Diciembre 2004).
- Kiester, A. R., J. M. Scott, B. Csuti, R. Noss, B. Butterfield, K. Sahr y D. White. 1996. Conservation prioritization using gap data. *Conserv. Biol.* 10:1332-1342.

- Krebs, C. J. 1972. Ecology. The experimental analysis of distribution and abundance. Harper & Row, New York, 694 pp.
- Marsh, D. M. y P. B. Pearman. 1997. Effects of habitat fragmentation on the abundance of two species of Leptodactylid frogs in an Andean montane forest. *Conserv. Biol.* 11:1323-1328.
- Martínez, C. R. y A. A. Muñoz. 1998. La herpetofauna de la Reserva El Ocote, Chiapas, México: Una comparación y análisis de su distribución por tipos de vegetación. *Bol. Soc. Herpetol. Mex.* 8:1-14.
- Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. da Fonseca y J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.
- Pawar, S., M. S. Koo, C. Kelley, M. F. Ahmed, S. Chaudhuri y S. Sarkar. 2007. Conservation assessment and prioritization of areas in Northeast India: Priorities for amphibians and reptiles. *Biol. Conserv.* 136:346-361.
- Pearman, P. B. 1997. Correlates of amphibian diversity in an altered landscape of Amazonian Ecuador. *Conserv. Biol.* 11:1211-1225.
- Perera, A., V. Berovides, O. H. Garrido, A. Estrada, A. González y M. Álvarez. 1994. Criterios para la selección de especies amenazadas de vertebrados cubanos. *En* III Simposio de Zoología (Resúmenes), p. 96, La Habana.
- Pineda, E. y J. M. Lobo. 2009. Assessing the accuracy of species distribution models to predict amphibian species richness patterns. *J. Anim. Ecol.* 78:182-190.
- Pineda, E., C. Moreno, F. Escobar y G. Halffter. 2005. Frog, bat, and dung beetle diversity in the cloud forest and coffee agroecosystems of Veracruz, Mexico. *Conserv. Biol.* 19:400-410.
- Powell, R., J. A. Ottenwalder, S. J. Incháustegui, R. W. Henderson y R. E. Glor. 2000. Amphibians and reptiles of the Dominican Republic: species of special concern. *Oryx* 34:118-126.
- Pressey, R. L. y S. L. Tully. 1994. The cost of *ad hoc* reservation: a case study in western New South Wales. *Aust. J. Ecol.* 19:375-384.
- Ray, N., A. Lehmann y P. Joly. 2002. Modeling spatial distribution of amphibian populations: a GIS approach based on habitat matrix permeability. *Biodivers. Conserv.* 11:2143-2165.
- Rey Benayas, J. M. y E. de la Montaña. 2003. Identifying areas of high-value vertebrate diversity for strengthening conservation. *Biol. Conserv.* 114:357-370.
- Rodríguez, A. y R. Alonso. 2000. Threatened amphibians of Cuba. *Froglog* 37:5-6.
- Rodríguez Schettino, L. (ed.). 2003. Anfibios y reptiles de Cuba, UPC Print, Vaasa, Finlandia, 169 pp.
- Rondinini, C. y L. Boitani. 2006. Differences in the umbrella effects of African amphibians and mammals based on two estimators of the area of occupancy. *Conserv. Biol.* 20:170-179.
- Rondinini, C., S. Stuart y L. Boitani. 2005. Habitat suitability models and the shortfall in conservation planning for African vertebrates. *Conserv. Biol.* 19:1488-1497.
- Saunders, D. A., R. J. Hobbs y C. R. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. *Conserv. Biol.* 5:18-32.
- Schlaepfer M. A. y T. A. Gavin. 2001. Edge effects on lizards and frogs in tropical forest fragments. *Conserv. Biol.* 15:1079-1090.
- Scott, J. M., F. W. Davis, B. Csuti, R. Noss, B. Butterfield, C. Groves, H. Anderson, S. Caicco, F. D'Erchia, T. C. Edwards Jr., J. Ulliman y G. R. Wright. 1993. GAP Analysis: a geographic approach to the protection of biological diversity. *Wildl. Monogr.* 123:1-41.
- Scott, J. M., P. J. Heglund, M. L. Morrison, J. B. Haufler, M. G. Raphael, W. A. Wall y F. B. Samson (eds.). 2002. Predicting species occurrences. Issues of accuracy and scale. Island Press, Washington, D.C.
- Segurado, P. y M. B. Araújo. 2004. An evaluation of methods for modelling species distributions. *J. Biogeogr.* 31:1555-1568.
- Smith, M. L., S. B. Hedges, W. Buck, A. Hemphill, S. Inchaustegui, M. Ivie, D. Martina, M. Maunder y J. F. Ortega. 2005. Caribbean islands. *En* R. A. Mittermeier, P. R. Gil, M. Hoffmann, J. Pilgrim, T. Brooks, C. G. Mittermeier, J. Lamoreux y G. A. da Fonseca (eds.). Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions, pp. 112-118. CEMEX, Mexico City.

- Sousa, P. J. 1985. Habitat suitability index models: Red-spotted newt. U. S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 82 (10.111), 18 pp.
- Stuart, S., J. Chanson, N. A. Cox, B. E. Young, A. S. L. Rodrigues, D. L. Fishman y R. W. Waller. 2004. Status and trends of amphibian declines extinctions worldwide. *Science* 306:1783-1786.
- Toral, E., P. Feinsinger y M. L. Crump. 2002. Frogs and a cloud-forest edge in Ecuador. *Conserv. Biol.* 16:735-744.
- Urbina, J. N. y M. C. Londoño. 2003. Distribución de la comunidad de herpetofauna asociada a cuatro áreas con diferente grado de perturbación en la Isla Gorgona, Pacífico colombiano. *Rev. Acad. Colomb. Cienc. Exac. Fis. Nat.* 27:105-113.
- Urbina, J. N. y R. D. Loyola. 2008. Applying niche-based models to predict endangered-hyloid potential distributions: are neotropical protected areas effective enough? *Trop. Conserv. Sci.* 1:417-445.
- VanDerWal, J. L. P. Shoo, C. Gram. y S. E. Williams. 2009. Selecting pseudo-absence data for presence-only distribution modeling: How far should you stray from what you know? *Ecol. Model.* 220:589-594.
- Vargas, F. y M. E. Bolaños. 1999. Anfibios y reptiles presentes en hábitats perturbados de selva lluviosa tropical en el bajo Anchicayá, Pacífico colombiano. *Rev. Acad. Colomb. Cienc. Exac. Fis. Nat.* 23:499-511.
- Vargas, F. y H. Castro. 1999. Distribución y preferencias de microhábitat en anuros (Amphibia) en bosque maduro y áreas perturbadas en Anchicayá, Pacífico Colombiano. *Caldasia* 21:95-109.
- Vitt, L. J. y J. P. Caldwell. 2001. The effects of logging on reptiles and amphibians of tropical forests. En R. A. Fimbel, A. Grajal y J. Robinson (eds.). *The cutting edge*, pp. 239-260. Columbia University Press, New York.
- Williams, P. H., D. Gibbons, C. Margules, A. Rebelo, C. Humphries y R. Pressey. 1996. A comparison of richness hotspots, rarity hotspots and complementary areas for conserving diversity using British birds. *Conserv. Biol.* 10:15-74.
- Yip, J. Y., R. T. Corlett y D. Dudgeon. 2004. A fine-scale gap analysis of the existing protected area system in Hong Kong, China. *Biodiversity Conserv.* 13:943-957.

## CAPÍTULO 2

## ÁREA DE ESTUDIO: LOS MACIZOS MONTAÑOSOS DE LA REGIÓN ORIENTAL DE CUBA

## DEFINICIÓN

Para el presente trabajo se ha considerado como macizos montañosos Sagua-Baracoa y Sierra Maestra a las subregiones “Grupo orográfico de Sagua-Baracoa” y “Sierra Maestra” según el “Mapa de Regiones Naturales y Antrópicas” de Nuñez *et al.* (1989), modificadas por Viña Bayés (1998, 2000). Estos macizos montañosos se encuentran ubicados dentro de la Región Oriental de Cuba (Fig. 1) entre las coordenadas 20°46'N, 77°43'W y 19°50'N, 74°08'W.

La Sierra Maestra es un macizo montañoso alargado y estrecho, con una extensión superficial de 6 237 km<sup>2</sup>, que se extiende por unos 267 km de longitud, desde Cabo Cruz al Oeste, hasta la Bahía de Guantánamo al Este (Fig. 1). Su mayor anchura es de 35 km, entre Guisa, al Norte, y El Uvero, al Sur. Está formada por varias cadenas más o menos paralelas, de las cuales la mayor es la que se levanta junto a la costa. Su punto culminante es el Pico Turquino, montaña formada por tres picos principales dispuestos de Oeste a Este: el Cuba con 1 872 m snm, el Real que con 1 972 m snm es a su vez la cumbre cubana más elevada y el Suecia que tiene 1 734 m (Viña Bayés 2000).

El macizo montañoso Sagua-Baracoa posee una extensión superficial de 8 238 km<sup>2</sup> y ocupa todo el extremo oriental de Cuba (Fig. 1), desde la Cuenca Tectónica de Nipe, por el Oeste, hasta Punta Maisí, al Este; por el Sur va desde la Cuenca Tectónica de Guantánamo al Oeste hasta Punta Maisí al Este. Su mayor largo es de unos 187 km, mientras que su mayor anchura es de 85 km. Alcanza su altitud máxima, 1 231 m snm, en el Pico del Cristal (Viña Bayés 1998).

## ÁREAS GEOGRÁFICAS

Ambos macizos montañosos han sido divididos en una serie de unidades de regionalización más pequeñas atendiendo a su geografía, geología, vegetación y presencia

humana; las cuales fueron denominadas “áreas geográficas” por Nuñez *et al.* (1989) y por Viña Bayés (2001).

Los distintos paisajes presentes en la Sierra Maestra permiten dividirla en nueve áreas: Cuesta y Terrazas de Cabo Cruz, Sierra del Turquino, Carso de Baire, Sierra de la Gran Piedra, Sierra de Boniato, Alturas de Santa María de Loreto, Cuenca Tectónica Urbanizada de Santiago de Cuba, Terrazas Costeras del Sur de la Sierra Maestra y Llanura Costera de Pílon (Viña Bayés 2000, Fig. 1).

Sagua-Baracoa puede dividirse en once áreas, aunque la complejidad y lo poco estudiado de estas montañas no facilita realizar una clara división (Viña Bayés 1998): Sierra de Nipe, Alturas del Segundo Frente, Sierra del Cristal, Alturas y Sierras de Sagua de Tánamo, Gran Meseta de Guantánamo, Alturas de Moa, Cuchillas del Toa, Cuchillas y Mesas de Baracoa-Imías, Gran Meseta Cársica de Baracoa, Terrazas Costeras de Guantánamo-Cajobabo y Llanura Costera de Yaguaneque-Baracoa (Fig. 1).

Las características de cada área se relacionan a continuación:

**Sierra Maestra**

Cuesta y terrazas de Cabo Cruz: Esta área se extiende entre Cabo Cruz, extremo occidental de la Sierra Maestra, y la Ensenada de los Puercos, a lo largo de la costa meridional y está constituida por una cuesta caliza de 39 km de largo, levantada hacia el Este en la zona del río Toro y que desciende suavemente hacia el Golfo de Guacanayabo en el Oeste (Fig. 1), donde se hunde en el mar para formar la sección submarina de la Sierra Maestra, cuyas crestas reaparecen de nuevo en las Islas Caimán.

Visto desde el mar, el relieve de Cabo Cruz muestra imponentes y continuados farallones escalonados, donde la abrasión marina, el

tectonismo y las variaciones del nivel del mar han originado formidables terrazas. La región es típicamente cársica, con drenaje subterráneo. Hay solo tres pequeños ríos de la vertiente meridional que atraviesan la cuesta llevando

sus aguas al mar a través de imponentes cañones, como el río Toro. Por las bajas laderas inclinadas del Sur descienden otros arroyos que son afluentes del río Limones y que desaguan en el Golfo de Guacanayabo.

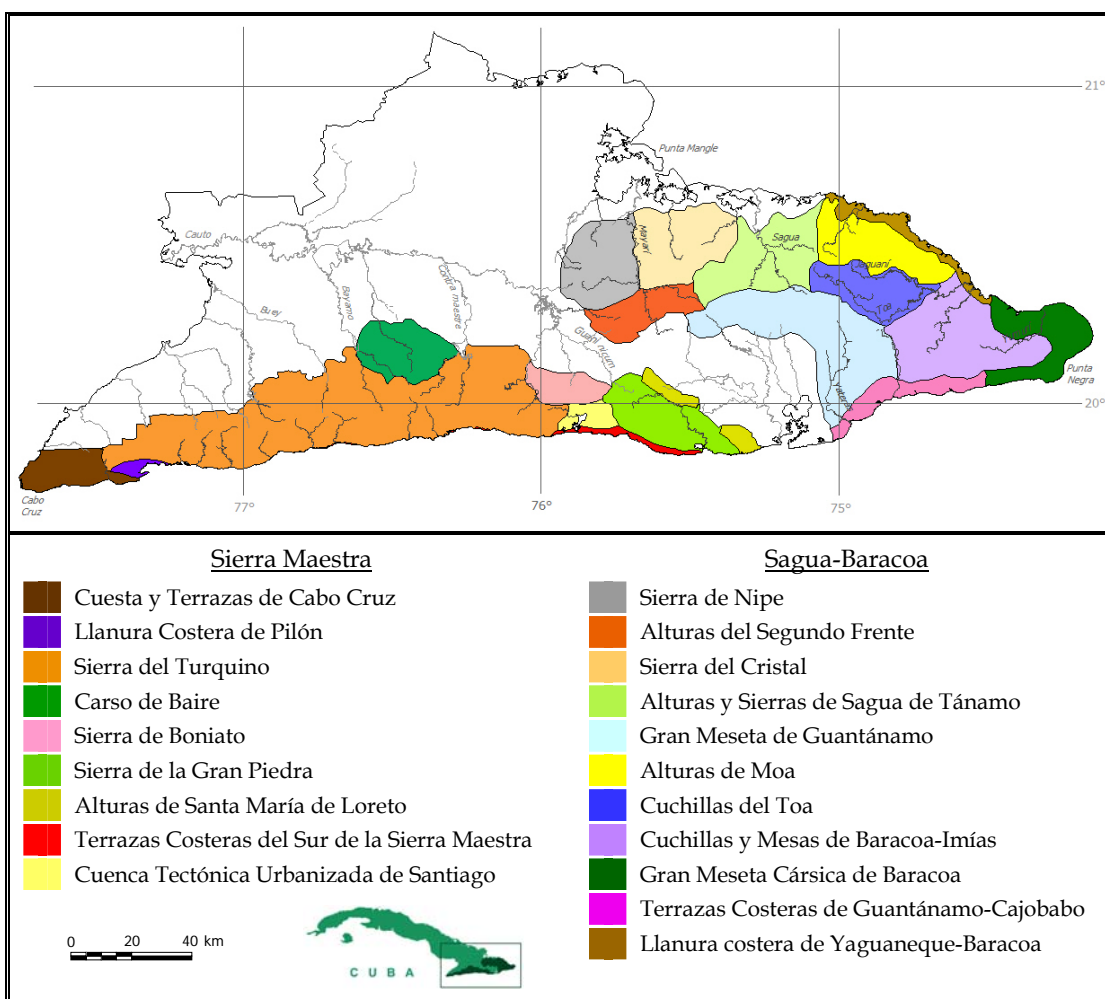


Fig. 1. Ubicación de los macizos montañosos de la Región Oriental de Cuba y sus áreas geográficas.

Los suelos son rojos ferralíticos, a veces se presentan desnudos, y se observan áreas con lapies o diente de perro. Al Norte de Cabo Cruz, en el extremo occidental de la Sierra Maestra, el terreno es pantanoso, sobresale el diente de perro entre el mangle; frente a esta costa se levanta la barrera o muralla coralina, encerrando un placer pequeño de fondo arenoso. Es de las áreas más despobladas de Cuba. Hacia la parte Sur de la cuesta, ningún camino es transitable para vehículos.

El área de Cabo Cruz puede dividirse geomorfológicamente en dos subáreas: Cuesta Cársica y Terrazas Marinas Emergidas de Cabo Cruz.

**Sierra del Turquino:** La Sierra del Turquino es un área que se extiende por el Oeste hasta el río Ojo del Toro que la separa de la Cuesta Cársica de Cabo Cruz, al Este limita con la Cuenca Tectónica de Santiago de Cuba y tiene por lo tanto 160 km de largo (Fig. 1). La Sierra del Turquino está formada fundamentalmente por



rocas volcánicas del Grupo El Cobre y granodioritas del Eoceno Medio; es una imponente sucesión de montañas de las que descienden abruptos espolones que se hunden en el mar. La orografía es muy complicada, con grandes fallas que determinaron altas crestas y fuertes inclinaciones. A lo largo de las fallas, las aguas pluviales comenzaron a formar ríos, cuyos valles en forma de V son tan estrechos, que en muchos casos apenas tienen planos aluviales. Desde la Ensenada de Mora hacia el Este, las alturas van siendo mayores: las lomas del Purgatorio, frente a Pilón, solo tienen 385 m; el Pico Caracas, en el centro de la cordillera, tiene 1 296 m; la Loma del Chino, al Este de Minas del Frío, tiene 1 357 m; le sigue el Pico de Palma Mocha de 1 347 m, y el Pico Real del Turquino de 1 972 m; hacia el oriente de la sierra, las alturas vuelven a decrecer: el Pico la Bayamesa al Norte de El Uvero, tiene 1 700 m; la Loma del Comején al Norte de Chivirico tiene 1 043 m y cerca de Santiago de Cuba, en la Sierra del Cobre, aparecen el Pico del Gato, con 1 100 m, el San Juan, de 950 m y otros menores.

La Sierra del Turquino se divide en bloques, como toda la Sierra Maestra, estos bloques se han originado por fallas cruzadas. Cada bloque basculó presentando un frente abrupto con respecto al opuesto; entre los bloques se abrió un valle tectónico que aprovecharon las aguas pluviales para circular por los mismos, convirtiéndose así en valles fluviales. Los principales bloques de la Sierra Maestra entre Cabo Cruz y Santiago de Cuba son los siguientes: Bloque de la Loma de La Vigía, Bloque de Purial de Vicana, Bloque de El Silantro, Bloque de El Lomón, Bloque del Pico Caracas, Bloque de la Ceiba del Agua, Bloque de El Jigüe, Bloque de la Loma de La Llorosa, Bloque de La Corcovada, Bloque de la Loma Pan de Azúcar, Bloque de Palma Mocha, Bloque del Pico Turquino, Bloque del Pico La Botella, Bloque de La Bayamesa, Bloque de Punta de Lanza, Bloque de El Gigante, Bloque de la Loma del Comején, Bloque de la Loma de El Jobo, Bloque de la Loma de Providencia y Bloque de la Loma del Gato.

Sierra de la Gran Piedra: Se encuentra situada frente a la costa Sur entre las cuencas tectónicas

de Santiago de Cuba y de Guantánamo, con unos 68 km de largo y un ancho máximo de 20 km entre la costa y la Altiplanicie de Santa María de Loreto (Fig. 1). Su punto culminante es la Gran Piedra, montaña de 1 225 m de altitud, formada principalmente por tobas a las que corona un enorme bloque de brecha volcánica de 51 m de largo por 25 m de alto, con un peso total calculado en 63 000 toneladas. Hacia el Este y al Oeste, otras montañas están igualmente coronadas por semejantes bloques volcánicos, restos de lo que antiguamente constituía un gran estrato sobre toda la cordillera, estrato que fue cortado por la acción erosiva remontante de los ríos; por eso hay grandes piedras en algunas cimas, en las más altas divisorias de las aguas, adonde no llegó la erosión fluvial.

En Daiquirí, a 20 km al Este de la ciudad de Santiago de Cuba, existen rocas de dioritas cuarcíferas correspondientes al Eoceno Medio, con una antigüedad de cuarenta y nueve millones de años.

Entre las montañas de la Sierra de La Gran Piedra y los Cerros Litorales se extiende una cuenca de origen erosivo diferencial atravesada por los ríos que bajan al mar. A veces, en las depresiones de esta cuenca longitudinal, se han formado lagunas, como la de Baconao, junto a la boca del río de este nombre, del cual la separa una barra de arena que la corriente fluvial suele romper en sus crecientes.

Esta área se divide en dos subáreas: Sierra de La Gran Piedra, propiamente dicha y Sierra Larga.

Sierra de Boniato: Está situada al Norte en la Cuenca Tectónica de Santiago de Cuba, entre Puerto de Moya por el Oeste y el pueblo de El Cristo por el Este, con unos 24 km de largo (Fig. 1). Su mayor altitud es de 593 m. En general, esta serranía presenta dos enormes peldaños; el superior lo constituye la Sierra de Boniato propiamente dicha, con altura promedio de 500 m y el inferior lo forma la llamada Sierra de Puerto Pelado con cerca de 200 m de altitud. Este escalonamiento se debe a grandes fallas paralelas orientadas de Oeste a Este. La falla de Puerto Pelado es una de las más recientes de Cuba.

La escarpa de la falla de Boniato, bastante erosionada, muestra algunas cañadas, mientras que en la de Puerto Pelado, el plano fallado apenas presenta incipientes líneas de drenaje. La continuidad de las fallas de la Sierra de Boniato hacia el Oeste, es decir en dirección al Cobre, originó el desfiladero entre las sierras del Cobre y de Boniato, por donde también pasa la Carretera Central. Estos pasos o desfiladeros son llamados puertos y son relativamente comunes en este área.

La Sierra de Boniato puede ser dividida en las subáreas: Sierra de Puerto Pelado, Sierra de Boniato propiamente dicha y Alturas de Las Cuabas.

Alturas de Santa María de Loreto: Está situada entre El Cristo y la boca de la Bahía de Guantánamo, con unos 60 km de largo (Fig. 1). Sus alturas pueden ser divididas en cuatro subáreas: Alto de Camarones, Altiplanicie de Santa María de Loreto, Lomas de Santa María y Monitongos de Hatibonico.

Carso de Baire: Es una elevada zona de calizas del Eoceno que descansa sobre toba volcánica. Dicha zona forma un impresionante carso de conos o mogotes y de hoyos o dolinas, abras y ríos subterráneos, extendido entre el Río Bayamo por el Oeste y el Río Mogote por el Este, comprendiendo los territorios de Guisa, Charco Redondo y Los Negros, a lo largo de unos 34 km; al Norte limita con las Cuestas Calcáreas en Herradura del Cauto y al Sur con los ríos Brazo Seco y Guamá, con 19 km, por el Sudeste linda con el río Mogote (Fig. 1). La altitud promedio del macizo calcáreo volcánico es de 600 m sobre el nivel del mar y unos 300 m de altura sobre el nivel de base en Charco Redondo.

El Carso de Baire puede subdividirse en las subáreas: Alturas Cársicas de La Tabla, Alturas de Charco Redondo y Alturas de Guisa.

Terrazas Costeras del Sur de la Sierra Maestra: Esta área se extiende desde el río La Mula por el Oeste, hasta el río Baconao por el Este, a lo largo del litoral meridional que forma el flanco caribeño de la Sierra Maestra (Fig. 1). Consiste en una sucesión de cuevas calizas donde el mar ha tallado un sistema de terrazas que se

divide en las subáreas Terrazas Costeras de la Bruja, Terrazas Costeras de Babujal, Terrazas Costeras de Las Coloradas del Mazo, Terrazas Costeras de Peñas Altas de Catívar-Cabagán, Terrazas Costeras de Mar Verde-Baconao

Llanura Costera de Pilón: Es un área situada entre la ensenada de Las Puercas al Oeste y el pueblo de Pilón al Este, con 13 km de largo. Por el Norte linda con la Sierra Maestra y por el Sur con el Mar Caribe y las Terrazas Costeras emergidas al Este de Boca del Toro, en esa dirección tiene 7 km (Fig. 1).

Es un área azucarera, ganadera, cocotera, forestal y viñera. En la costa se extienden manglares. Además del pueblo de Pilón, la creación antrópica más importante en esta llanura es el Central azucarero "Luis E. Carracedo", antiguamente también llamado Pilón.

Cuenca Tectónica Urbanizada de Santiago de Cuba: La Cuenca tectónica de Santiago de Cuba queda encerrada entre las alturas de la Sierra del Turquino, la Sierra de Boniato y la Sierra de la Gran Piedra (Fig. 1). Aspecto significativo es el alto nivel de antropización que se presenta al estar ubicada la segunda ciudad de Cuba y áreas intensamente industrializadas.

### **Sagua-Baracoa**

Sierra de Nipe: Esta área limita al Oeste con el Río Nipe y al Este con el Río Mayarí, a lo largo de unos 24 km; por el Norte lo hace con la Llanura Aluvial de Nipem por el Sur con el Río Mijial de la Cuenca del Cauto y el Río de La Caoba de la Cuenca del Mayarí, en una distancia de 29 km (Fig. 1). La altitud mayor es la Loma de La Mensura con 995 m y que se ubica en la Altiplanicie de los Pinares de Mayarí que tiene una altura promedio de 650 m.

Los suelos son ferríticos púrpura de la familia Nipe formados a partir de serpentinas, así como escabrosos de uso agrícola limitado, formados sobre calizas y areniscas y pardos con carbonatos. En algunos lugares de la altiplanicie se conservan cerros calizos que descansan sobre la serpentina, testigos de un relieve anterior. A veces entre los cerros calizos

y las alturas de serpentina se originan hoyos o dolinas y los arroyos que nacen en la altiplanicie cruzan por cuevas.

Dos grandes ríos fluyen por la base de la Sierra de Nipe, casi rodeándola: el Nipe, por sus estribaciones occidentales y el Mayarí, por las del Este. La pluviometría varía entre 1 200 y 1 800 mm y la temperatura media anual es de 23°C. La Sierra de Nipe puede ser dividida en dos subáreas: Altiplanicie de los Pinares de Mayarí y Cerros del Arco Calcáreo de Nipe.

Alturas del Segundo Frente: Comprende parte del municipio del Segundo Frente en la provincia de Santiago de Cuba. Al Oeste limita aproximadamente con la carretera que va de Chile a Chamarreta; al este con el extremo occidental de la Gran Meseta de Guantánamo, con 28 km en esa dirección; al Norte lo hace con los ríos La Caoba y Mayarí; al Sur con el parte-aguas o divisoria de los ríos Cauto, Guantánamo y Mayarí por una distancia de 15 km (Fig. 1). Su punto de mayor altitud es el Alto de Miguel Labrado con 751 m de altitud.

Los suelos son pardos con carbonatos de la familia Santa Clara; existen algunas áreas muy carsificadas. Como detalle característico del relieve, posee una amplia depresión formada por la acción de los ríos Toro, Mayarí, Soledad, El Cristal y Mícara que confluyen en las cercanías del pueblo de Mayarí Arriba y que al unir sus valles, dejan un espacio ocupado por un llano ondulado. El fondo de la cuenca se sitúa a unos 190 m de altitud. Las precipitaciones son de 1 400 mm anuales y la temperatura media anual de 24°C. Esta área comprende las subáreas Mesetas de Jarahueca y Cuenca del Mayarí Arriba.

Sierra del Cristal: Está situada entre las cuencas de los ríos Mayarí al Oeste y San Miguel al Este por espacio de 34 km; de Norte a Sur está limitada por la Llanura de Saetía-Yaguaneque y la Cuenca del Mayarí, a lo largo de 26 km (Fig. 1). Se divide en las subáreas Sierra del Cristal Occidental y Sierra del Cristal Oriental. La sierra está constituida principalmente por rocas de peridotita y serpentina y calizas cretácicas. Los suelos son escabrosos, de uso agrícola limitado, formados sobre serpentinas. Las precipitaciones en esta área fluctúan entre 1

400 y 2 000 milímetros anuales desde las partes más bajas a las más elevadas. La temperatura media anual también fluctúa de igual forma entre 22 y 24°C.

Ambos sectores orográficos de la Sierra del Cristal presentan redes fluviales que corren radialmente. El sector orográfico entre el río Mayarí y el río Levisa se eleva hasta una altitud de 849 m que corresponde a la Loma de Matanzas; la cumbre de todo este macizo forma una altiplanicie de 700 m de altitud. Los ríos de la vertiente occidental corren hacia el río Mayarí, como el Río Venganzábalos; las corrientes de la ladera oriental fluyen al río Levisa. Del Pico del Cristal bajan las corrientes en todas direcciones, entre ellas, el río Cabonico al Norte, el río Grande al Nordeste, el río San Miguel al Este, al Oeste fluyen los ríos que van a confluir al Levisa. Este drenaje es característico de las montañas de domo.

Alturas y Sierras de Sagua de Tánamo: Esta área comprende toda la cuenca fluvial del río Sagua de Tánamo, por una distancia Oeste-Este de 38 km, mientras que de Norte a Sur tiene 35 km (Fig. 1). Los suelos son escabrosos, de uso agrícola limitado, formados sobre calizas, tobas y areniscas. Las precipitaciones varían de 1 400 a 2 000 mm anuales desde las partes más bajas a las más elevadas. La temperatura media anual varía de igual forma entre 22 y 24°C.

En el territorio situado al Sur del poblado de Farallones de Moa, próximo al límite oriental de la Sierra del Maguey, se encuentran calizas cretácicas intercaladas entre el macizo de serpentina. Tal territorio calcáreo se diferencia en todo del que lo rodea, incluyendo la vegetación, y su morfología es más abrupta, con aspecto mogotiforme.

Se divide en las subáreas Cerros Cársicos de El Furnial, Alturas de Santa Catalina, Sierra de Maguey, Farallones de Gran Tierra de Moa, Lomas de Miraflores, Alturas de la Cuenca del Río Miguel y Lomas de Sagua de Tánamo.

Gran Meseta de Guantánamo: Esta área se sitúa entre el río Bayate por el Oeste y el río Sabanalamar por el Este, a lo largo de unos 60 km. Limita al Norte con las Alturas de Sagua de Tánamo y al Sur con la Cuenca Tectónica de

Guantánamo y las terrazas costeras del litoral meridional de la Sierra Maestra (Fig. 1). En esta dirección tiene unos 40 km. Los suelos son pardos con carbonatos de la familia Santa Clara. Las precipitaciones varían de Noroeste a Suroeste desde 1 300 hasta menos de 600 mm anuales. La temperatura media anual también fluctúa en igual dirección de 24 a más de 26°C. Se divide en las subáreas: Meseta del Guaso, Alturas de Yateras, Sierra del Maguey, Alturas Calcáreas de Boquerón, Sierra de Caujerí y Alturas de Villamar.

En el territorio occidental de la Meseta predomina el carso cónico, con centenares de mogotes. Vista desde el aire, asemeja un intrincado campo de conos. Unos ríos, como el Guaso, van a la vertiente meridional y otros a la septentrional, como el Cuzco. El borde septentrional de la meseta está constituido por calizas de la Formación Yateras, formadoras de las pendientes abruptas que caen a los valles profundos del Río Santa Catalina y sus afluentes derechos.

Al Sur de la meseta se desarrolla un relieve complejo sobre las margas calcáreas de la Formación Maquey, donde la diferenciación de los rasgos del paisaje depende, principalmente, de los cambios litológicos laterales, ya que esta formación contiene, en varios lugares, capas de calizas bastante puras y en otros, desde calizas margosas hasta margas suaves menos consolidadas. Esos cambios estructurales se reflejan no solo en la altura, sino también en las formas del relieve.

Alturas de Moa: Esta área comprende las alturas serpentinosas extendidas entre los ríos Cabañas y Joa, por el Oeste y por el Este, respectivamente, que culminan en altiplanicies que constituyen tres subáreas: la Altiplanicie del Toldo, la Altiplanicie de la Iberia y la Altiplanicie de Báez (Fig. 1). Todas tienen sus superficies aplanadas, con crestas residuales, circundadas por una zona muy fuertemente erosionada y cortada que produjo una red radial de crestas agudas. La posición de la superficie aplanada es diferente en cada una de las subáreas.

Las superficies aplanadas son restos de la superficie general uniforme que no solo se

desmembró por las fallas, sino también se inclinó por empujes tectónicos. Los suelos son escabrosos, de uso agrícola limitado, desarrollados sobre serpentinas. Las precipitaciones son las más altas del país con valores superiores a 3 000 mm anuales. La temperatura media anual es de 20°C.

En la altiplanicie del Toldo existe una formación cársica muy singular, pues sus rocas de peridotita y serpentinitas, presentan accidentes cársicos como dolinas u hoyos, sumideros y diente de perro. En general, la superficie de aplanación del Toldo está desarrollada en dos niveles distintos. Mientras que la superficie en las serpentinitas se encuentra cercana a la altura de 900 m, la más oriental, que se sitúa sobre gabros, se ha desarrollado entre 600 y 700 m de altitud. Ambas superficies no están separadas por una pendiente de falla, sino por una estructural.

Cuchillas del Toa: Esta área se halla situada entre las cabezadas del río Toa por el Oeste y el poblado de Quiviján por el Este, a lo largo de unos 35 km. Limita al Norte con el río Jaguaní y al Sur con el río Toa; en esa dirección las cuchillas tienen unos 18 km de largo (Fig. 1). Su altitud máxima es 974 m en Pico Galán. Los suelos son escabrosos, desarrollados sobre serpentinas y esquistos. Las precipitaciones fluctúan entre 1 800 y 3 000 mm anuales en relación con la altitud y la temperatura media anual también fluctúa de 20 a 23°C.

Cuchillas y Mesas de Baracoa-Imías: Está situada entre el río Sabanalamar por el Oeste y el poblado de La Tinta por el Este, a lo largo de 55 km aproximadamente. Limita al Norte con las terrazas costeras altas del litoral Norte y con las mesetas Occidental y Central de la Gran Meseta de Baracoa y al Sur con la Meseta Meridional de la misma y las terrazas costeras altas del litoral meridional. Las Cuchillas y Mesas tienen unos 30 km en la dirección señalada (Fig. 1). Su altitud máxima es de 1 088 m. Los suelos son escabrosos, de uso agrícola limitado, desarrollados sobre serpentinas y esquistos. Las precipitaciones fluctúan de Sur a Norte entre 800 y 2 400 mm anuales. La temperatura media varía de 23 a 25.5°C en función de la altitud. Se divide en las subáreas

Sierra del Convento, Sierra del Purial, Sierra de Imías y Sierra Verde.

Gran Meseta Cársica de Baracoa: Esta área fisiográfica forma una herradura extendida por el Norte, desde Baracoa hasta Maisí y por el Sur hasta el río Cajobabo, con una extensión de ambas ramas de unos 80 km y un ancho máximo cerca de Punta Maisí de unos 11 km (Fig. 1). Alcanza su altitud máxima cerca del poblado de Caleta, con 567 m. Esta área parece que se extendía mucho más hacia el Oeste, el Yunque de Baracoa, con casi igual altitud que las mismas terrazas de tierra adentro, es uno de los testigos de aquella primitiva y más grande meseta oriental.

Los suelos son escabrosos, desarrollados sobre calizas y margas. Las precipitaciones fluctúan de 600 a 1 800 mm anuales en relación con la altitud y la exposición a los vientos alisios del Noreste. La temperatura media anual va de más de 26°C junto a las costas a 25°C en las partes más altas. La Gran Meseta Cársica de Baracoa se divide en las subáreas Meseta Occidental, Meseta Central, Meseta Oriental, Meseta Meridional y Terrazas Costeras del Extremo Oriental.

La Gran Meseta Cársica de Baracoa, constituida principalmente por calizas del Mioceno, es una región muy interesante donde predominan las enormes terrazas escalonadas que en forma de herradura rodean todo el extremo oriental de Cuba. Los ríos que bajan a través de las terrazas forman cañones estrechos y profundos, como es característico en las mesetas calizas áridas, donde se alternan períodos de extrema sequedad con períodos de lluvias en que los ríos apenas pueden fluir a lo largo de los cauces rocosos perforados por huecos y sumideros.

Terrazas Costeras de Guantánamo-Cajobabo: Esta área está situada entre Puerto Escondido por el Oeste y el río Jojó por el Este, con una longitud de unos 60 km. Al Norte limita con las Alturas Calcáreas de Boquerón, las Terrazas Altas de la Mesa, la Cuenca de San Antonio del Sur, la Sierra del Convento, la Cuenca de Imías y la Sierra de Imías. Al Sur se extiende hasta el Mar Caribe (Fig. 1).

Su altitud máxima es de 389 m y se encuentra en la llamada Mesa del Naranja, una de las terrazas más altas de Cuba, la cual fue posiblemente elevada por causas tectónicas. Hacia el Oeste se observan otras alturas semejantes. Se divide en las siguientes subáreas: Terrazas de Punta Mal Año, Terrazas del Bacín, Terrazas de Tortuguilla, Terrazas de Punta Barlovento, Terrazas de Sabanalamar, Terrazas de Punta La Guardarraya, Terrazas de Punta Imías, Terrazas de Punta Guayacanes y Terrazas de Tacre.

Llanura Costera de Yaguaneque-Baracoa: Esta área limita al Oeste con la Bahía de Yaguaneque, al Este con el río Miel, al Norte con el Océano Atlántico y al Sur con las Alturas de Moa (Fig. 1).

## GEOLOGÍA

La geología de la Sierra Maestra está constituida por tobas volcánicas, lavas andesíticas, tufitas, basaltos y rocas granitoides, pertenecientes al Grupo El Cobre, de edad eocénica inferior (Fig. 2). En menor proporción también presenta territorios calizos (Fig. 2), no solo en las zonas costeras, sino también en sus partes altas, como por ejemplo en las cuevas de la Gran Piedra, depositados en forma de lentes cuando esta región se encontraba debajo del mar. La Sierra Maestra debe su origen a la fractura longitudinal de la parte Sur de la Región Oriental y al hundimiento o falla de algunos de los enormes bloques fracturados (Viña Bayés 2000).

Los grandes recursos naturales de la Sierra Maestra son sus minerales, algunos explotados desde el siglo XVI; el cobre existe en las montañas de este nombre; el manganeso abunda en grandes yacimientos hacia la parte Norte, especialmente en la zona Guisa-Los Negros; al Este de Santiago de Cuba hay minas de hierro (Viña Bayés 2000).

Las principales rocas del macizo Sagua-Baracoa son las peridotitas y serpentinitas de la Sierra del Cristal extendidas al Norte y que bordean la margen oriental del río Mayarí, más al Este, entre el río Sagua de Tánamo y la Bahía de Yaguaneque aparecen calizas cretácicas, entre

Moa y la cuenca del río Yumurí vuelve a aparecer el macizo de rocas de serpentinitas, con grandes sectores de rocas ígneas y otros más pequeños de rocas calizas del Eoceno (Fig. 2). En el extremo oriental, la meseta escalonada con las terrazas emergidas de Maisí está constituida por calizas del Mioceno, que cubren también la costa Sur hasta la Bahía de Guantánamo (Fig. 2), cuya cuenca al Norte y al

Sur está marginada por calizas más antiguas, paleógenas (Viña Bayés 1998).

Las elevaciones de este grupo orográfico fueron modificadas por erosión de una primitiva meseta, cuyo resto más reconocido es el Yunque de Baracoa; otros autores creen ver en su génesis la existencia de dos domos: en el occidental se formó la Sierra del Cristal y en el oriental las cuchillas del Toa (Viña Bayés 1998).

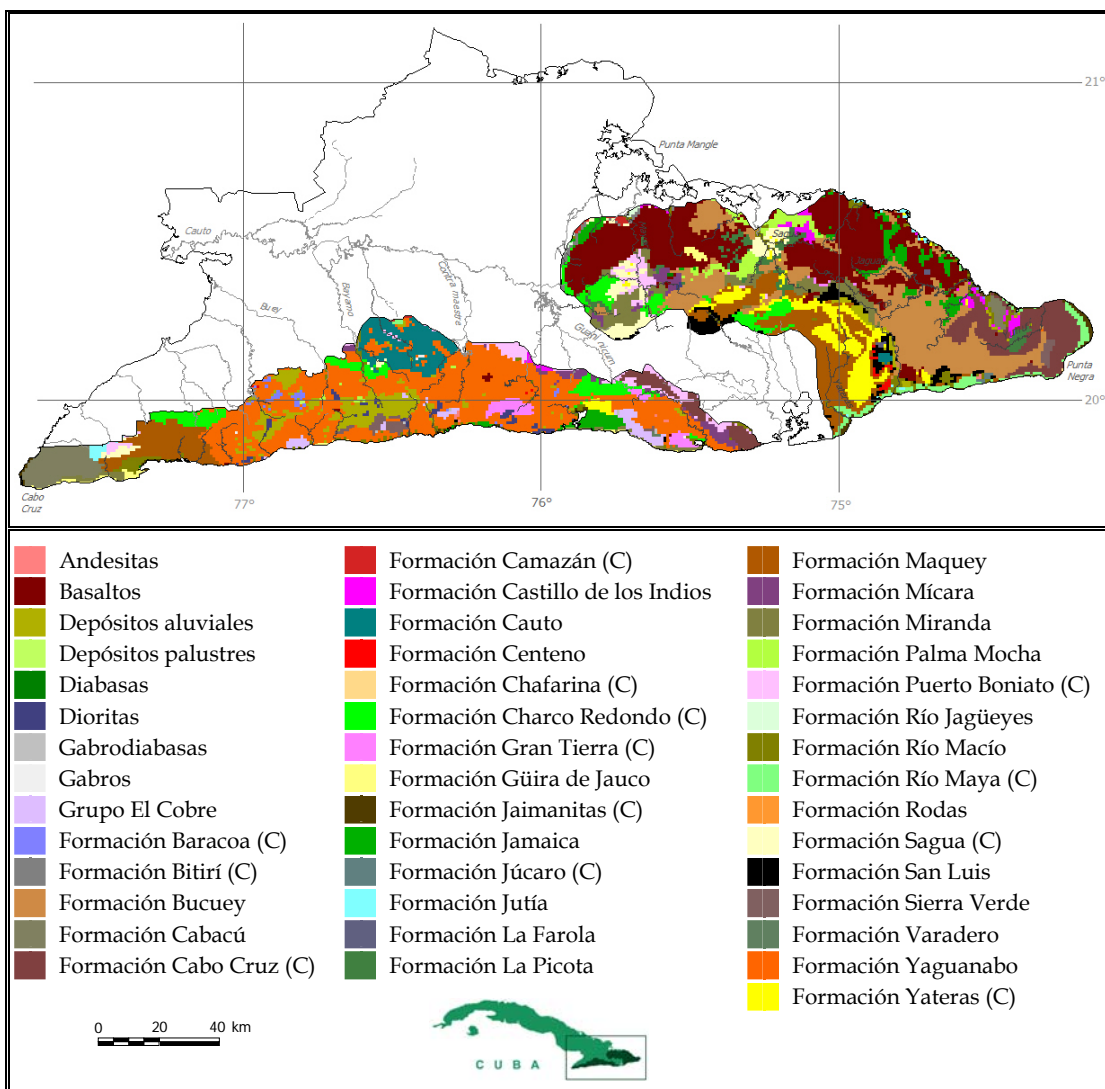


Fig. 2. Formaciones geológicas presentes en los macizos montañosos de la Región Oriental de Cuba. Las formaciones calizas están marcadas con (C).

### HIPSOMETRÍA

Dentro del área de estudio, las características del relieve constituyen un elemento importante entre las variables abióticas, siendo uno de los factores que condicionan la presencia de la vegetación, la flora y la fauna. La altitud constituye un factor de gran importancia dentro del relieve, siendo uno de los elementos que deben ser tomados en cuenta al analizar los componentes del relieve con influencia en la biodiversidad (Viña Dávila 1995), por lo que a continuación se describen algunos aspectos de la hipsometría que presentan mayor importancia dentro de estos macizos montañosos.

La altitud promedio por kilómetro cuadrado en estas montañas presenta valores extremos de 0 y 1 676 m snm (promedio=  $342.8 \pm 244.1$  desviación estándar, SD). La mayor extensión superficial la ocupan los valores entre 100 y 300 m snm, con el 37.6% del territorio, mientras que las altitudes por encima de 1 500 m snm presentan la menor superficie (Fig. 3). La altitud mínima promedio es de  $248.2 \pm 212.3$  SD (0-1 380 m snm) y la altitud máxima promedio es de  $437.5 \pm 286.8$  SD (0-1 972 m snm).

En Sagua-Baracoa la altitud máxima es de 1 220 m snm y la mayor parte del territorio (52.8% del total) está ocupado por altitudes entre 100 y 400 m snm. Las altitudes por encima de 1 200 m snm solo se presentan en una cuadrícula y las superiores a 1 100 m snm ocupan solo 20 km<sup>2</sup>. Por el contrario, las altitudes menores de 100 m snm representan el 29.1% del territorio (Fig. 3).

En el macizo Sierra Maestra se presentan las mayores altitudes del área de estudio, alcanzando el valor máximo en el Pico Turquino, con 1 972 m snm, también la montaña más alta de todo el archipiélago cubano. Las altitudes entre 100 y 300 m snm ocupan la mayor parte de este macizo (39.6% del total) y las altitudes superiores a 1 800 m snm solo se presentan en dos cuadrículas (Fig. 3). Las altitudes superiores a 1 500 m snm se presentan en 49 km<sup>2</sup> de la Sierra del Turquino, situada en este macizo. Este es el único lugar del país donde se producen estas altitudes, por lo que éstas solo están presentes en el 0.04% de la superficie del territorio nacional.

### HIDROGRAFÍA

Una característica muy peculiar de los macizos montañosos de la Región Oriental de Cuba es la presencia de una importante y densa red fluvial que se extiende por prácticamente todo su territorio. La Sierra Maestra se distingue por tener un parte-aguas principal que la divide en dos vertientes, norte y sur, lo que condiciona que los ríos tengan sus orígenes hacia el centro de la región y que en general corran de sur a norte o de norte a sur acorde a la vertiente en que se ubiquen (Fig. 4). En total existen 143 cuencas hidrográficas cuyas áreas varían desde 2 km<sup>2</sup> hasta 484 km<sup>2</sup>.

Las mayores cuencas aparecen en la vertiente norte y corresponden a los ríos Bayamo, Contramaestre y Cauto, ríos que confluyen fuera del área. Otras cuencas de importancia, pero hacia la vertiente sur, son las de los ríos Baconao, Peladero y Turquino. Otra peculiaridad de este macizo es la presencia de cuencas pequeñas que no llegan al parte-aguas principal y que son englobadas por otras cuencas de la misma vertiente. Esto se presenta en ambas vertientes, pero más evidente en la sur, donde por ejemplo las cuencas de Palma Mocha y Río Turquino son los límites Norte de las cuencas Las Cuevas, Cabrera, Dián, Potrerillo, Ocuja y El Muerto.

El macizo Sagua-Baracoa posee la cuenca hidrográfica de mayor tamaño de Cuba, la del río Sagua con 1 192 km<sup>2</sup>, así como el río de mayor caudal de la isla, el Jaguaní. Las cuencas de mayor importancia son las de la vertiente norte, entre las que se encuentran la del ya mencionado río Sagua, el Toa y el Mayarí. Las cuencas de la vertiente sur con mayor importancia son la de los ríos Yateras, Jojó y Sabanalamar (Fig. 4). En este macizo se encuentran 85 cuencas hidrográficas con áreas que varían entre 2 km<sup>2</sup> y 1 192 km<sup>2</sup> (promedio=  $96.9 \pm 213.6$  km<sup>2</sup>). La densidad fluvial de los ríos de este macizo tiene valores extremos por cuencas de 0 - 3 700 m/km<sup>2</sup> (promedio=  $401 \pm 662$  m/km<sup>2</sup>, Fig. 4). En los arroyos la densidad fluvial es mayor, con un promedio de  $602 \pm 664$  m/km<sup>2</sup> y valores extremos de 0 y 4 600 m/km<sup>2</sup> (Fig. 4).

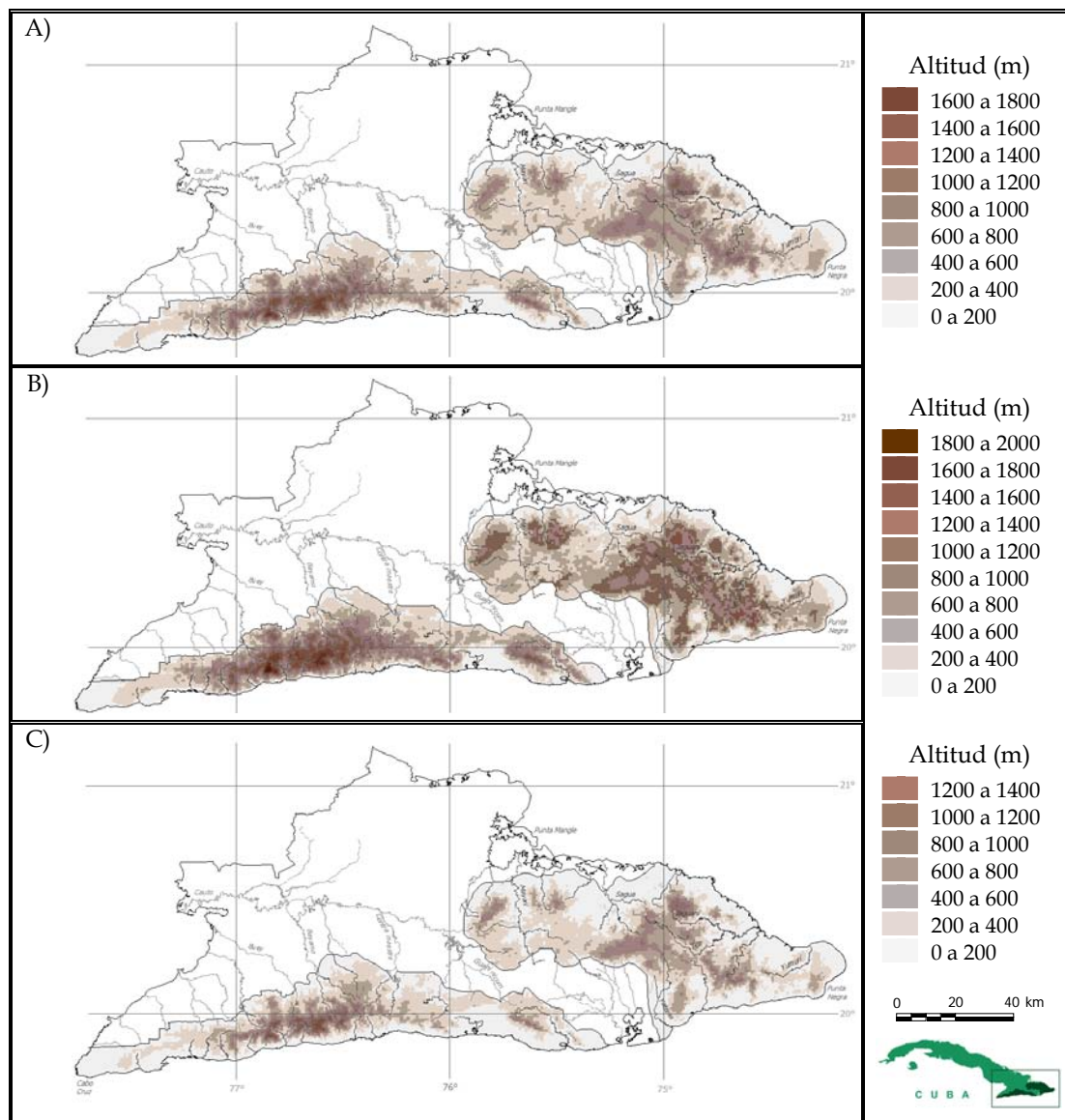


Fig. 3. Altitud (m snm) promedio (A), máxima (B) y mínima (C) por kilómetro cuadrado en los macizos montañosos de la Región Oriental de Cuba.

Al analizar la densidad fluvial, partiendo de tener en cuenta solo las corrientes permanentes durante casi todo el año, se obtienen valores extremos por cuencas de 0 - 3 800 m/km<sup>2</sup> (promedio= 282 ± 556 m/km<sup>2</sup>, Fig. 4).

Considerando las corrientes estacionales, es decir los arroyos, la densidad fluvial promedio es de 567 ± 677 m/km<sup>2</sup>, con valores extremos de 0 y 3 800 m/km<sup>2</sup> (Fig. 4).



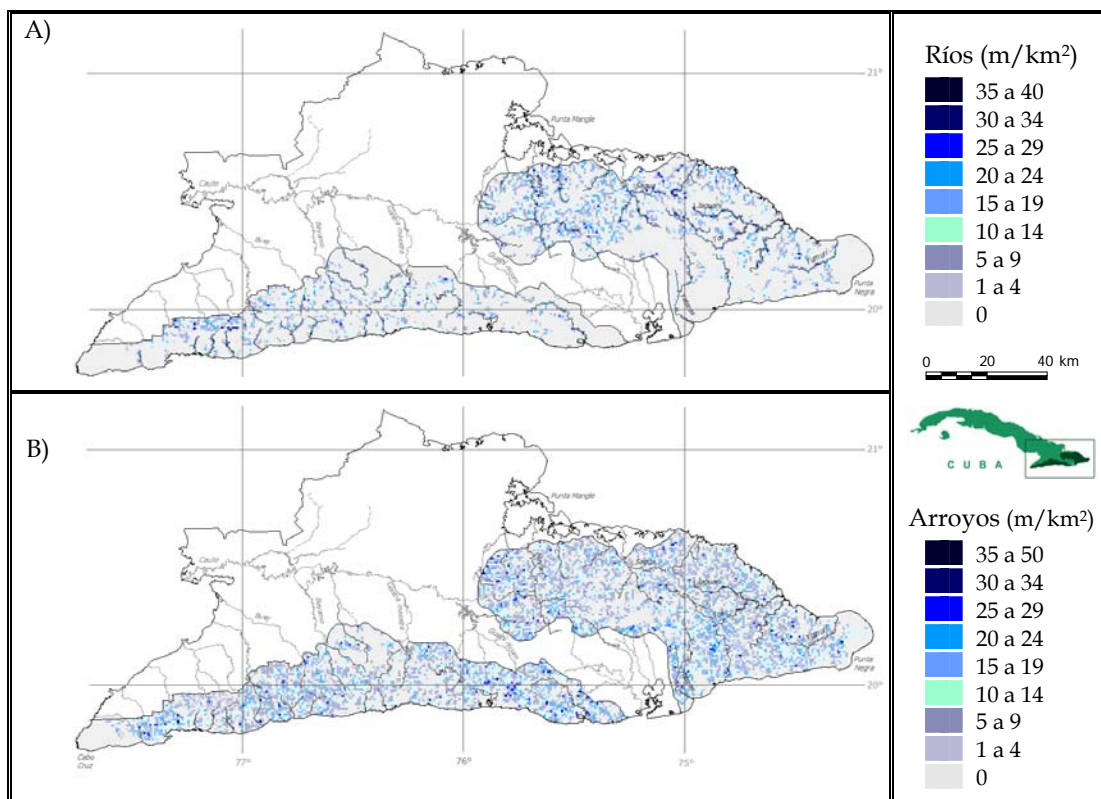


Fig. 4. Densidad (m/km<sup>2</sup>) de ríos (A) y arroyos (B) por cuadrícula en los macizos montañosos de la Región Oriental de Cuba.

### PRECIPITACIONES

En la Región Oriental se encuentran las zonas de mayor y menor pluviosidad anual en Cuba (Puente 2001). Las precipitaciones en esta región van desde menos de 400 mm hasta poco más de 3 600 mm de lluvia acumulada en el año.

En la Sierra Maestra los valores de precipitación anual están situados entre 1 800 y 2 200 mm, disminuyendo hacia el oeste después del Pico Turquino y a medida que desde estas alturas se dirige hacia la ciudad de Santiago de Cuba (Fig. 5A). En la porción oriental de esta ciudad, sobresale el máximo de La Gran Piedra con valores entre 1 400 y 1 600 mm al año (Puente 2001).

Este macizo presenta un régimen mensual de precipitaciones con máximos en el mes de mayo y un máximo secundario en septiembre y octubre (en las cercanías del Pico Turquino y al Este de la Bahía de Santiago de Cuba, respectivamente) y valores mínimos en el

período invernal, también con un mínimo secundario en julio. En los alrededores del Pico Turquino, así como en La Gran Piedra, no se presenta un período seco, y los meses de exceso de lluvia son de abril a noviembre, aunque al Este, en La Gran Piedra, no incluye noviembre y se exceptúa julio (Puente 2001).

Los valores máximos se encuentran en Sagua-Baracoa, donde anualmente caen más de 2 000 mm, con el máximo absoluto de la región en las Cuchillas y Mesas de Baracoa-Imías, donde se acumulan anualmente unos 3 650 mm de lluvia y en línea recta hasta las Cuchillas del Toa, donde el acumulado anual es de 3 300 mm en La Melba (Fig. 5A). En este macizo, las isoyetas están muy apretadas y lugares que distan entre sí unos 4 km en línea recta (como Bernardo y Pico Galán) tienen una diferencia anual de casi 600 mm, y continuando la línea entre estos dos puntos, pero a solo 17 km hacia el noreste, llueve anualmente el doble, aproximadamente 1 700 mm más (Puente 2001).

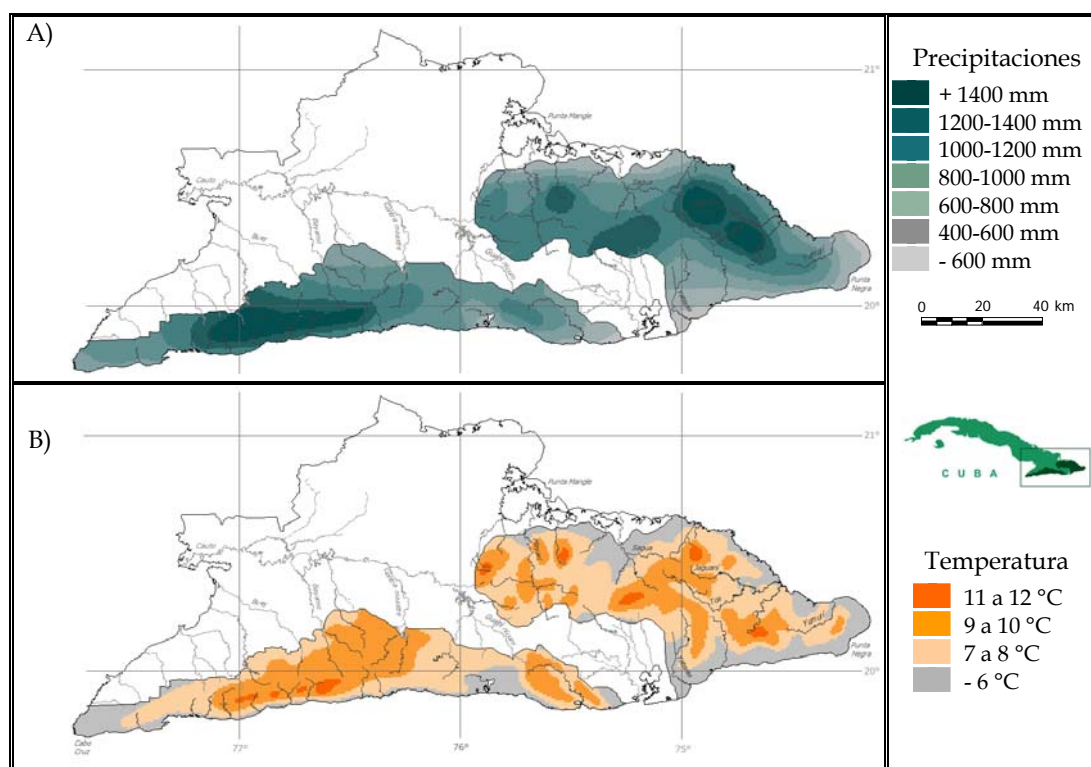


Fig. 5. Precipitación promedio durante el período lluvioso (mayo a octubre) (A) y temperatura mínima media anual (B) en los macizos montañosos de la Región Oriental de Cuba.

En el macizo Sagua-Baracoa llueve casi lo mismo en el periodo lluvioso (de mayo a octubre) que en el periodo poco lluvioso (de noviembre hasta abril). Solo en algunas áreas de la ladera costera de este macizo predominan mayores acumulados en el periodo noviembre-abril. En noviembre, los Alisios inclinan su dirección hacia el Noreste, chocando casi perpendicularmente con el eje del macizo, provocando una convección dinámica de una masa de aire procedente del mar, cálida y cargada de humedad que genera un desarrollo nuboso fuerte, no percibido en el resto de la región, donde la convección térmica se ha ido debilitando al disminuir el calentamiento diurno (Puente 2001).

Si importante es la cantidad de lluvia acumulada en una región, importante también es como se distribuye ésta en el tiempo, o sea, el número de días con lluvia. En los macizos montañosos, esta variable meteorológica siempre es superior a los 90 días al año y su patrón coincide bastante con el patrón de la

precipitación anual (Puente 2001).

En la Sierra Maestra, es común encontrar localidades donde la cantidad de días con lluvia anual oscila entre 90 y 120 días, esto es, que la lluvia podría aparecer cada 3 ó 4 días, si lloviera igual durante todo el año. Entre el 60 y el 70% del total de días con lluvia ocurren en el periodo de mayo a octubre, por lo que en término medio, se reparten las lluvias cada 2 ó 3 días en este período y cada 5 ó 6 días en el periodo de noviembre hasta abril. Solo en pequeñas localidades, como en La Gran Piedra, el número de días con lluvias es significativamente mayor y oscila entre 120 y 150 días al año (Puente 2001).

En Sagua-Baracoa esta variable toma mayores valores, siendo común valores de 120-150 días al año. En las zonas de las Alturas de Moa y las Cuchillas del Toa, los valores aumentan a 150 y 180 días al año y en pequeñas localidades, superior a los 180 días, llegando a estar por encima de 200 días al año en "La Planta". En estas montañas llueve casi la misma cantidad

de días en el período noviembre-abril que desde mayo a octubre, o sea llueve prácticamente un día sí y otro no (Puente 2001).

### TEMPERATURAS

Las temperaturas medias anuales en estos macizos son inferiores a 24°C, disminuyendo los valores con el aumento en altitud. La Sierra Maestra presenta valores de temperaturas medias anuales que van desde los 16 a los 24°C. Es el rango más amplio pues es el macizo de mayores altitudes sobre el nivel del mar. Las temperaturas mínimas medias para el mes de enero están en el intervalo de 5 a 15°C, dependiendo en lo fundamental de la altitud (Fig. 5B), mientras que en julio, las temperaturas máximas medias pueden alcanzar valores de 32°C en las laderas nortes y las zonas mas bajas de las faldas del macizo, y al incrementarse la altitud los valores llegan a los 22°C en el Pico Turquino.

En Sagua-Baracoa las temperaturas medias anuales se encuentran entre 20 y 24°C, con los menores valores en Pico El Toldo y Pico El Gato, ambos con promedios ligeramente inferiores a 20°C. Las temperaturas mínimas medias se producen en enero, con valores entre 11 y 13°C en las zonas más elevadas (Fig. 5B). Las máximas se registran en julio, con valores entre 28 y 30°C e inferiores, entre 26 y 28°C en las zonas mas elevadas de Pico El Toldo y la Sierra del Purial.

### CARACTERIZACIÓN CLIMÁTICA

Esta región del país es la que mas cercanía tiene a la periferia suroccidental de un importante centro de acción atmosférico: el anticiclón permanente del Atlántico Norte, o de las Azores-Bermudas, por lo que se encuentra durante todo el año en forma casi permanente bajo los efectos de una masa de aire tropical marítima (Boytel 1972). Pueden combinarse sus efectos con otros sistemas en algunas épocas del año, como las masas de aire polar que provienen del continente. Por esto algunos autores definen el clima cubano como tropical,

estacionalmente húmedo, típico en las cercanías de los anticiclones subtropicales semipermanentes. Estas regiones también presentan características climáticas de semi-continentalidad en su temperatura (Puente 2001).

Una de las situaciones sinópticas de frecuencia apreciable en esta región, fundamentalmente en los meses de septiembre y octubre, son los ciclones tropicales. En promedio, la región Oriental de Cuba (y por tanto estos macizos) es afectada por un huracán de categoría I o II - según la escala de Saffir-Simpson-, cada 4 años (Puente 2001).

La región oriental en términos generales tiene clasificación de Clima tropical lluvioso según la clasificación de Koppen (Puente 2001). En los macizos montañosos predomina el Clima tropical lluvioso tipo monsonico, con algunas regiones de Clima tropical lluvioso de lluvia todo el año en los macizos de Sagua-Baracoa. Los climas templados aparecen en la Sierra Maestra en la región del Pico Turquino hacia el Este hasta unos 10 a 12 km después de los Picos Martí y La Bayamesa y en La Gran Piedra, con la subdivisión todos ellos del tipo Templado con invierno seco. En Sagua-Baracoa, en el entorno de Pico del Toldo y Pico el Gato, aparecen zonas con Clima templado del subtipo lluvioso todo el año.

Utilizando la clasificación de Thorthwaite basada en la efectividad de las precipitaciones, los macizos montañosos de la Región Oriental se clasifican dentro del clima húmedo de vegetación de bosques. Dentro de este tipo de clima encontramos algunas zonas de clima muy húmedo de bosques siempre húmedos en la región del Pico Turquino y los Picos Botella, Martí y La Bayamesa (Sierra Maestra), y desde el Toldo hasta Pico el Gato en la Sierra del Purial (Sagua-Baracoa). Hacia el sur la clasificación cambia rápidamente, encontrándose todos los tipos subsiguientes, hasta llegar a la costa sur con clima semiárido de vegetación esteparia y una tendencia hacia clima árido de desierto en una muy pequeña región entre San Antonio e Imías (Puente 2001).

## VEGETACIÓN

La vegetación de Cuba ha sido estudiada por diversos autores, algunos de los cuales han propuesto diferentes nombres y clasificaciones (Reyes 2006), entre esos trabajos están los de Smith (1954), Samek (1974), Borhidi y Muñiz (1980), Capote y Berazain (1984) y Borhidi (1987, 1991). Reyes (en prensa) realiza una clasificación de la vegetación de la Región Oriental de Cuba en particular. Debido a que esta clasificación es específica para la región y presenta un alto grado de detalle en los macizos montañosos, es utilizada a continuación para describir las características de la vegetación del área de estudio.

Según la clasificación de Reyes (2000), en los macizos montañosos de Cuba Oriental pueden encontrarse hasta 19 tipos o formaciones vegetales naturales diferentes (bosques, matorrales, herbazales y complejos de vegetación), así como otras vegetaciones culturales y secundarias. Dentro de la vegetación natural se encuentran siete tipos de bosque, dos matorrales, tres herbazales, cinco complejos de vegetación y dos tipos de vegetación acuática, cada uno con diferentes sub-clasificaciones. En la vegetación cultural pueden encontrarse al menos diez tipos diferentes, mientras que en la vegetación secundaria se encuentran diversos tipos según el ecótopo donde se desarrollan.

A continuación se presenta una síntesis de cada uno de los tipos de vegetación encontrados en estos macizos montañosos:

Bosques pluviales (Pluvisilvas, Selvas pluviales, Bosque tropical ombrófilo): Se presentan en las zonas de mayor pluviosidad del archipiélago cubano, entre 1 600 y 2 000 mm en la Sierra Maestra y Sierra de Nipe y 3 600 mm en la cuenca del río Toa. Pueden dividirse en seis tipos diferentes de acuerdo a las disimilitudes altitudinales, geológicas y/o edáficas del territorio. La Pluvisilva de baja altitud sobre complejo metamórfico es la más exuberante de las pluvisilvas y de los bosques cubanos.

Bosque siempreverde: En el Bosque siempreverde la mayoría de los árboles

mantienen su follaje durante el período poco lluvioso y generalmente se halla donde caen entre 1 200 y 2 000 mm de lluvia. El Bosque siempreverde micrófilo es un bosque bajo y puede hallarse sobre rocas calcáreas en la parte alta de los mogotes de la Meseta del Guaso y del Carso de Baire o en las ofiolitas de la parte Nororiental de Cuba, frecuentemente asociado a los Charrascales. Generalmente el Bosque siempreverde mesófilo puede considerarse como un bosque medio.

Bosque nublado: El Bosque nublado ocupa las partes más elevadas de estas montañas, con excepción de las zonas con rocas ofiolíticas. Es un bosque bajo, con estrato uniforme, entre 8 y 15 m, con especies generalmente micrófilas, esclerófilas y un gran epifitismo de fanerógamas, helechos y briófitos. El Bosque nublado típico se halla en la Sierra Maestra desde los 1 500 m snm hasta la cima del Pico Turquino, presentando una estera radical bien desarrollada. En la parte Nororiental, y sobre rocas de la formación La Farola, se presenta el Bosque nublado sobre complejo metamórfico, el que tiene características bastante semejantes a los anteriores, pero se encuentra generalmente por encima de los 700 m snm.

Bosque de galería: El Bosque de galería se observa en las orillas de los ríos, bajo la influencia directa de su humedad. Su composición varía en las diferentes zonas y por tanto su fisonomía.

Uveral: El Uveral es una faja con predominancia de *Coccoloba uvifera* que se presenta en las costas, generalmente detrás de la vegetación de los Complejos de costa arenosa y/o rocosa.

Manglar: Los manglares conforman una formación que se presenta en las zonas con suelos pantanosos, influenciados por el mar. En la parte Sur de la región oriental la zonación más definida es con *Rhizophora mangle* en las áreas directamente afectadas por el oleaje y *Avicennia germinans* inmediatamente detrás, a veces con franjas mezcladas. En la parte Norte, en los alrededores de Moa, el manglar es solo de *Rhizophora mangle*. La altura varía entre 3 y 20 m; en las partes hacia el interior se observan las formas achaparradas.

Bosque semideciduo: Se considera como Bosque semideciduo aquel en que la mayor parte de las especies arbóreas (más del 30%) tienen hojas caedizas en la estación poco lluviosa. Fue la formación predominante en las zonas llanas y pre-montañas hasta alrededor de los 500 m snm, con lluvias entre 700 y 1 400 mm y con estación seca definida. El Bosque semideciduo micrófilo se observa en las áreas con menor pluviosidad, a veces se presenta con abundancia de suculentas. El Bosque semideciduo mesófilo se halla en los territorios con mayor pluviosidad y/o donde tiene influencia del agua subterránea.

Pinares de *Pinus maestrensis*: Se encuentran solo en la Sierra Maestra, entre los 250 y los 1 600 m snm. Forman pinares bien definidos en tres condiciones: en suelos muy pobres y percolantes; en algunas cuchillas muy agudas y en lugares donde se han producido deslizamientos (derrumbes), pues se han perdido los horizontes superiores del suelo.

Pinares de *Pinus cubensis*: Estos pinares se presentan en la región Nororiental de Cuba y constituyen un paraclimax en una zona climáticamente de latifolias. Los suelos Ferríticos rojo oscuros y Fersialíticos pardo rojizos (ferromagnesiales), provienen de las rocas ultramáficas y son muy pobres y ácidos; en los primeros se hallan los pinares más extensos y productivos, en los segundos se observa una ecomorfosis con un fenotipo diferente de la forma típica.

Matorrales: Los matorrales son formaciones en que los arbustos definen la fisonomía. En el área de estudio ello se debe a condiciones edáficas y/o climáticas y se pueden reunir en dos grandes grupos: charrascales y matorrales diversos. El Charrascal es un matorral que se presenta en las ofiolitas de la parte Nororiental de Cuba, los suelos son muy poco profundos y con una pluviosidad de entre 1 300 y 3 000 mm, las especies son generalmente de micrófilas a leptófilas, esclerófilas y no son abundantes en espinas. Se hallan desde el nivel del mar hasta cerca de los 500 m snm y a más de 900 m snm.

El Matorral nublado (subpáramo) se observa en la parte más alta de la vertiente Sur del macizo del Turquino. El Matorral nublado sobre

complejo metamórfico se presenta en algunos picos en la formación geológica La Farola. El Matorral costero y precostero ocupa las áreas afectadas directamente por los vientos marinos, frecuentemente en las terrazas calizas; puede tener carácter semideciduo o siempreverde, en función de las precipitaciones del área que ocupan. Los Matorrales semidesérticos se presentan solo en la franja costera Maisí-Guantánamo, donde debido a las condiciones extremas de aridez tienen un carácter muy xerofítico. El Matorral asociado a manglar se encuentra en la zona periférica de algunos manglares, generalmente tienen 3 a 4 m con predominio absoluto de *Dalbergia brownnei* y/o *D. ecastophyllum*. Los Matorrales ripícolas se hallan en la zona directamente influenciada por las grandes crecientes de algunos ríos.

Complejos de vegetación: En este territorio los complejos de vegetación pueden observarse en disímiles condiciones. En los Complejos de mogotes pueden encontrarse Bosque siempreverde mesófilo, micrófilo y matorrales o comunidades con predominancia de *Agave* sp. El Complejo de terrazas fue descrito en el sistema de terrazas calizas de Cabo Cruz y el Complejo de monitongos en los peculiares monitongos de Hatibonico. Los complejos de vegetación costeros varían en función del sustrato; el Complejo de costa arenosa se presenta en las playas de arena y el Complejo de costa rocosa en las zonas influenciadas por la salpicadura del oleaje marino.

Herbazales: Los herbazales son comunidades herbáceas debido a las condiciones del edátopo o a la intervención antrópica. El Herbazal de humedal se presenta en lugares donde la profundidad del agua permite el enraizamiento y desarrollo de algunas plantas. El Herbazal de galería se halla en las orillas de algunos ríos, frecuentemente donde fue destruido el Bosque de galería y el Herbazal halófito en las zonas periféricas de los manglares donde la salinidad impide el desarrollo de los mismos.

Vegetación acuática: La vegetación acuática es aquella que se desarrolla en las aguas estancadas y en las corrientes. La Vegetación ripícola es la que se presenta en los ríos y arroyos, tanto donde la corriente desarrolla

cierta velocidad como en los remansos. La Vegetación lacustre ocupa la superficie de presas y lagunas.

**Vegetación cultural:** La Vegetación cultural es la que se produce por la acción antrópica directa, y que se mantiene debido a la intervención continua del hombre. Está constituida por los diferentes cultivos puros y las mezclas de los mismos cultivos. En la actividad forestal se efectúan Plantaciones de latifolias mixtas, de latifolias puras, de *Pinus maestrensis*, de *P. cubensis* y mixtas de pinos.

**Vegetación secundaria:** La vegetación secundaria es la que se desarrolla naturalmente después de la destrucción de la vegetación primaria. Generalmente conforma estadios sucesionales, por lo que debido a su gran cantidad es preferible usar el término de Bosques, Matorrales o Herbazales en ecótopos de ... (Bosque siempreverde, Bosque semideciduo, etc.). Sin embargo, algunos estadios ocupan grandes extensiones y son muy típicos en el paisaje de las pluvisilvas, como los Helechales (*Nephrolepis* spp.) y el Herbazal arborescente (*Cyathea arborea*), por lo que deben ser individualizados.

### COBERTURA

En los macizos montañosos de la Región Oriental de Cuba se presentan 36 tipos de coberturas diferentes, aunque algunas se encuentran en proporciones reducidas y no llegan nunca a dominar dentro de ninguna cuadrícula. Considerando solo la cobertura dominante en cada kilómetro cuadrado, la mayor extensión de estos macizos (el 36.3% del total) está ocupada por bosques de foliáceas, seguido de hierbas y pastos artificiales con el 22.1% del territorio (Fig. 6). Las coberturas dominantes de menor extensión en estos macizos son los viveros, platanales, arena, café, estanques, árboles aislados y el bosque espaciado de poco crecimiento, las que ocupan menos de 0.1 km<sup>2</sup> cada una (Fig. 6).

En la Sierra Maestra se observan 17 tipos de cobertura dominantes dentro de las cuadrículas, con el bosque de foliáceas teniendo la mayor extensión en este macizo

(Fig. 6), ocupando el 50.8% del área. También las hierbas y pastos artificiales ocupan una gran extensión dentro del macizo, con el 30.3% del área total. El resto de las coberturas dominantes ocupan cada una menos del 10% del macizo y la mayoría representa menos del 1% del territorio, con la maleza compacta con espinas, los juncos y cañuelas y el bosque espaciado de poco crecimiento teniendo menos del 0.1% del territorio (Fig. 6).

En Sagua-Baracoa hay 21 tipos de coberturas que dominan en alguna de las cuadrículas y también los bosques de foliáceas se encuentran en mayor extensión dentro del macizo, ocupando el 25.4% del área (Fig. 6). Otros cuatro tipos de cobertura le siguen en extensión dentro del macizo (café entre bosques, hierbas y pastos artificiales, maleza compacta sin espinas y bosque mixto), cada una ocupando áreas que representan entre el 12 y el 19% del macizo (Fig. 6). El resto de las coberturas dominantes están representadas en menos del 5% del territorio y algunas están presentes en solo 1 km<sup>2</sup> (Fig. 6).

### PRESENCIA HUMANA

Las características actuales de los macizos montañosos de la Región Oriental no pueden verse sin tomar en cuenta la influencia de la actividad humana. A la llegada de Colón a Cuba el área de la isla cubierta por bosques era del 95% aproximadamente, pero en el área de estudio podría considerarse prácticamente el 100% de ésta (Viña Dávila 1995). A partir de 1510 el hombre ha ido modificando el paisaje intensamente en estas montañas, transformando áreas enteras en ciudades y pueblos, fragmentando los bosques originales con el trazado de caminos y carreteras y transformando la vegetación original por los cultivos de diferentes tipos.

En estos macizos se encuentra la segunda ciudad en importancia del país, Santiago de Cuba (en Sierra Maestra), además de otras dos ciudades en Sagua-Baracoa: Moa y Baracoa. Las ciudades son el tipo de cobertura dominante en 58 km<sup>2</sup> de estos macizos, los pueblos en 79 km<sup>2</sup> y los caseríos en 9 km<sup>2</sup> (Fig. 6).

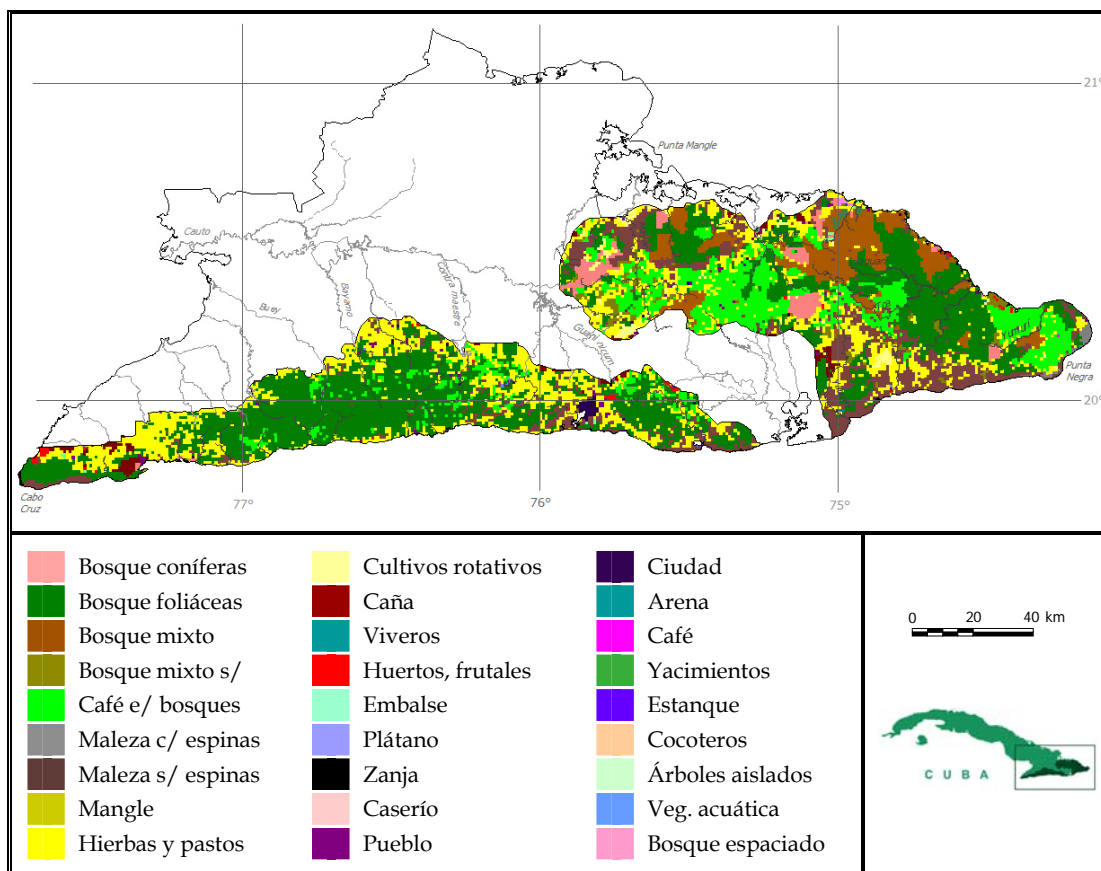


Fig. 6. Cobertura dominante en cada cuadrícula de los macizos montañosos de la Región Oriental de Cuba.

Una forma de ver la presencia humana en estas montañas es a través del número de casas por kilómetro cuadrado, las que pueden dividirse en casa aisladas en cada cuadrícula y casas asociadas a centros poblados dentro de la cuadrícula. En la Sierra Maestra predominan las cuadrículas sin casas (en el 27.7% del territorio, Fig. 7), pero pueden encontrarse cuadrículas con más de 100 casas en pueblos (en el 0.5% del área) o aisladas (en el 0.03% del área). En promedio existen  $5.0 \pm 14.1$  casas en pueblos por cuadrícula y  $5.5 \pm 8.1$  casas aisladas por cuadrícula en este macizo.

En Sagua-Baracoa también predominan las cuadrículas sin casas, representando el 41.1% del macizo (Fig. 7), pero el número de cuadrículas con 100 o más casas es ligeramente superior al de Sierra Maestra: las casas en pueblos representan el 0.7% y las casas aisladas conforman el 0.1% del área. El promedio de

casas en pueblos por cuadrícula es de  $5.0 \pm 14.1$  y el de casas aisladas es de  $5.0 \pm 14.1$ .

Otra representación de la presencia humana en estos macizos es a través de la presencia de caminos y carreteras. En 1 837 cuadrículas hay carreteras (807 en Sierra Maestra, 1 030 en Sagua-Baracoa) y en 9 655 cuadrículas hay caminos (4 298 en Sierra Maestra, 5 357 en Sagua-Baracoa), representando 12.7% y 66.7% del territorio, respectivamente (Fig. 8). La densidad de caminos y carreteras por kilómetro cuadrado es una medida de la acción humana y la fragmentación de los paisajes. En estas montañas la densidad promedio de caminos es de  $656 \pm 692$  m/km<sup>2</sup> (extremos: 0 y 44) en la Sierra Maestra y  $677 \pm 693$  m/km<sup>2</sup> (extremos: 0 y 40) en Sagua-Baracoa (Fig. 8). La densidad de carreteras es de  $97 \pm 294$  m/km<sup>2</sup> (extremos: 0 y 29) en la Sierra Maestra y  $49 \pm 214$  m/km<sup>2</sup> (extremos: 0 y 25) en Sagua-Baracoa (Fig. 8).



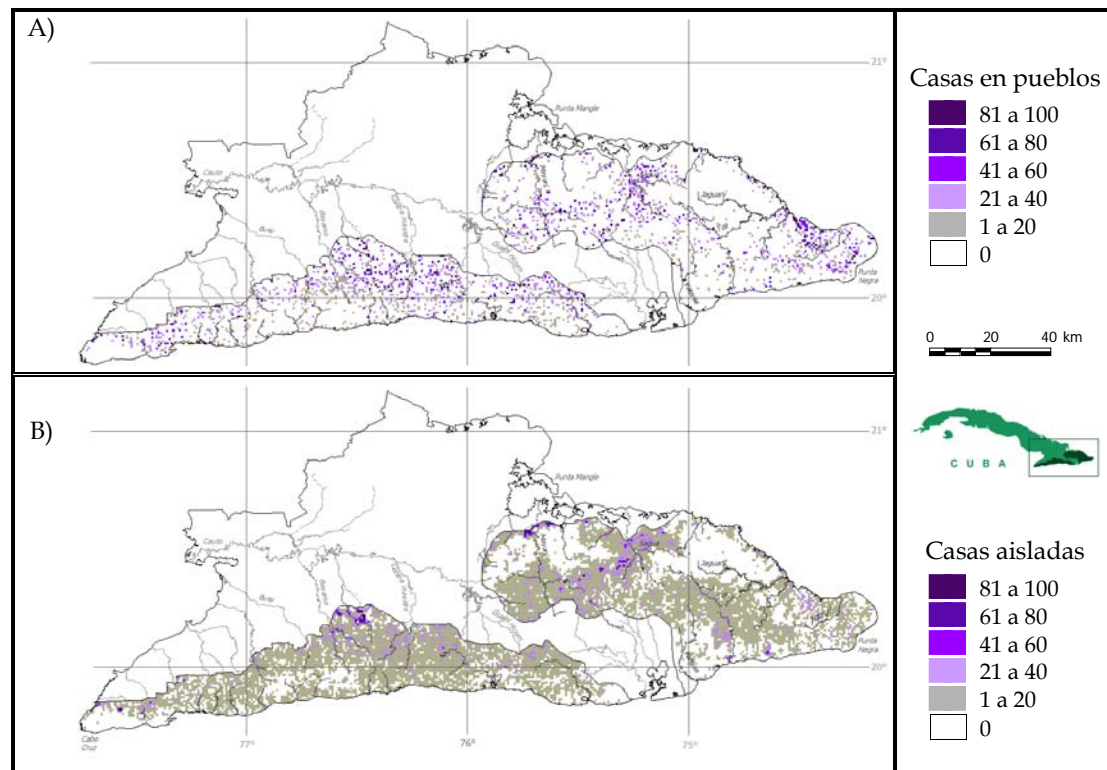


Fig. 7. Número de casas en pueblos (A) y aisladas (B) por kilómetro cuadrado en los macizos montañosos de la Región Oriental de Cuba.

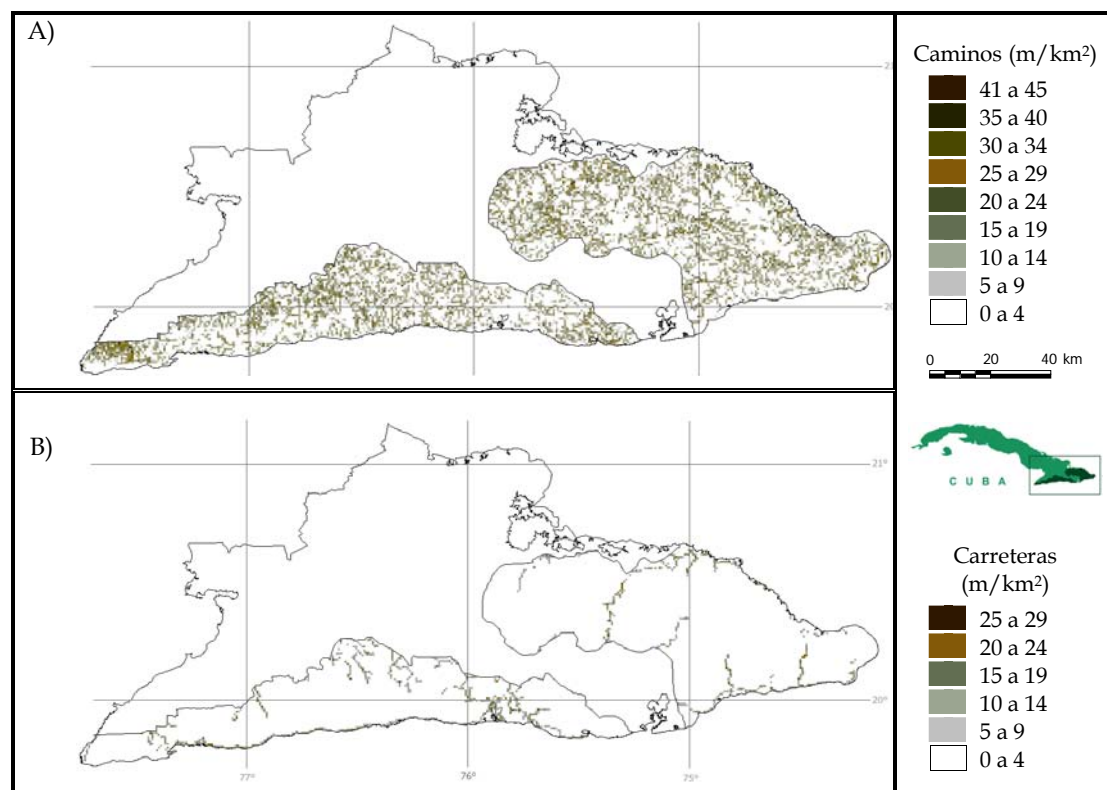


Fig. 8. Densidad (m/km²) de caminos (A) y carreteras (B) por cuadrícula en los macizos montañosos de la Región Oriental de Cuba.



## LITERATURA CITADA

- Borhidi, A. 1987. The main vegetation units of Cuba. *Acta Bot. Hung.* 33:151-185.
- Borhidi, A. 1991. Phytogeography and vegetation ecology of Cuba. Akadémiai Kiadó, Budapest, 858 pp.
- Borhidi, A. y O. Muñiz. 1980. Die Vegetationskarte von Kuba. *Acta Bot. Hung.* 26:25-53.
- Boytel, F. 1972. Geografía eólica de Oriente. Instituto Cubano del Libro, La Habana, 251 pp.
- Capote, R. y R. Berazaín. 1984. Clasificación de las formaciones vegetales de Cuba. *Rev. Jardín Bot. Nac.* 5:1-49.
- Núñez, A., N. Viña B. y A. Graña. 1989. Regiones naturales-antrópicas. *En* E. A. Sánchez-Herrero, J. R. Hernández, E. Propín, E. Buznego, A. C. Lorenzo, M. Mon, A. Azcue *et al.* (eds.). Nuevo Atlas Nacional de Cuba, Mapa 6, p. XII.2.1. Instituto de Geografía, La Habana y Madrid.
- Puente, G. 2001. Regionalización climática de los macizos montañosos orientales. *En* N. Viña, A. Fong y D. Maceira (eds.). Diversidad Biológica de los macizos montañosos orientales, pp. 14-25. Centro Oriental de Ecosistemas y Biodiversidad (BIOECO), Santiago de Cuba.
- Reyes, O. J. 2006. Clasificación de la vegetación de la Sierra Maestra. Biodiversidad Cuba Oriental 8:28-42.
- Reyes, O. J. (en prensa) Clasificación de la vegetación de la Región Oriental de Cuba. *Rev. Jardín Bot. Nac.*
- Samek, V. 1974. Elementos de silvicultura de los bosques latifolios. Instituto Cubano del Libro, La Habana, 291 pp.
- Smith, E. E. 1954. The forests of Cuba. Maria Moors Cabot Found. Publ. 2, Patersham, Massachussets, 98 pp.
- Viña Bayés, N. 1998. Caracterización geográfica. *En* N. Viña, A. Fong y D. Maceira (eds.). Diversidad biológica del macizo montañoso Nipe-Sagua-Baracoa, pp. 5-26. Centro Oriental de Ecosistemas y Biodiversidad (BIOECO), Santiago de Cuba.
- Viña Bayés, N. 2000. Caracterización geográfica de la Sierra Maestra. *En* N. Viña, A. Fong y D. Maceira (eds.). Diversidad Biológica del Macizo Montañoso Sierra Maestra, pp. 4-16. Centro Oriental de Ecosistemas y Biodiversidad (BIOECO), Santiago de Cuba.
- Viña Bayés, N. 2001. Caracterización geográfica. *En* N. Viña, A. Fong y D. Maceira (eds.). Diversidad Biológica de los macizos montañosos orientales, pp. 4-12. Centro Oriental de Ecosistemas y Biodiversidad (BIOECO), Santiago de Cuba.
- Viña Dávila, N. 1995. Zoogeografía de la Sierra Maestra occidental. Tesis de Doctorado, Centro Oriental de Ecosistemas y Biodiversidad (BIOECO), Santiago de Cuba.



## CAPÍTULO 3

### COMPOSICIÓN ESPECÍFICA Y ENDEMISMO DE LOS ANFIBIOS DE LOS MACIZOS MONTAÑOSOS DE LA REGIÓN ORIENTAL DE CUBA

#### INTRODUCCIÓN

La herpetofauna cubana es una de las más diversas y complejas de la región caribeña, tanto desde el punto de vista taxonómico como biogeográfico y ecológico. En la actualidad existen 62 especies de anfibios y 149 especies de reptiles terrestres en Cuba, aunque constantemente son registrados nuevos taxones para la ciencia. La clase Amphibia posee el mayor porcentaje de endemismo de todos los vertebrados cubanos y uno de los mayores de la fauna cubana, con 95.2%. Los reptiles terrestres constituyen el segundo grupo de vertebrados cubanos en cuanto a número de especies y en cuanto a endemismo con 85.2%.

Para los anfibios en particular, son pocos los estudios que se han realizado en Cuba en que se aborde la composición y distribución de las especies. Esto es especialmente cierto en los macizos montañosos de la Región Oriental de Cuba, donde hay un gran cúmulo de publicaciones en que se describen especies nuevas, pero donde el número de trabajos dedicados a otros aspectos de estos animales, por ejemplo la historia natural o la biogeografía, son todavía escasos.

Algunas publicaciones han compilado las listas de especies de limitadas áreas dentro de estas montañas (e. g. Estrada *et al.* 1987, Abreu *et al.* 1989, Díaz *et al.* 2005, Fong *et al.* 2005, Fong 2005, 2006), mientras en otras se han incluido estos macizos dentro de análisis generales de la zonificación faunística de la isla de Cuba (Estrada y Ruibal 1999, Hedges 1999). Trabajos en los que se analice cada macizo como un todo único y se describa su fauna de anfibios solo han sido realizados por el autor (Fong 2000, 2001), incluyendo la publicación de la única lista de especies del macizo Sagua-Baracoa hasta ahora existente (Fong y Navarro 2001).

En el presente trabajo se agrupan y analizan todos los datos disponibles de la literatura, las

colecciones y del trabajo de campo del autor y colaboradores en los últimos 15 años, lo que permite tener una mayor cantidad de información que los trabajos mencionados anteriormente, al tiempo que se actualizan los mismos. Un trabajo como este no había sido realizado para estos dos macizos montañosos, por lo que el propósito de este capítulo es caracterizar la riqueza específica, la composición taxonómica y el endemismo de los anfibios de los macizos montañosos de Cuba Oriental, comparando los resultados obtenidos con los valores de otras áreas montañosas de Cuba y las Antillas.

#### ÁREA DE ESTUDIO

Para el presente trabajo se ha tomado como macizos montañosos Sagua-Baracoa y Sierra Maestra a las subregiones homónimas que se encuentran ubicadas dentro de la Región Oriental de Cuba, según el "Mapa de Regiones Naturales y Antrópicas" de Nuñez *et al.* (1989) y los criterios de Viña Bayés (1998, 2000). Para mayor información sobre estas áreas ver el capítulo 2 de esta tesis.

#### MATERIALES Y MÉTODOS

La información para este trabajo fue obtenida a partir de tres fuentes principales: revisión bibliográfica, revisión de colecciones y trabajo de campo; las que permitieron adquirir, reunir y organizar los datos necesarios para el análisis de la composición de especies de estos macizos, así como las localidades registradas y las características del hábitat de cada especie y el endemismo general.

La revisión bibliográfica incluyó 91 artículos, capítulos y libros publicados entre 1838 y 2009 en Cuba y el extranjero. Una primera recopilación y revisión de estas fuentes había sido realizada por Fong (1994) y Viña Dávila (1995); a las que se le agregó la revisión de las

publicaciones aparecidas con posterioridad a esos trabajos y algunas que no se tomaron en cuenta en aquel momento. Una lista completa de todas las fuentes bibliográficas utilizadas para este trabajo se muestra en el Apéndice 3.I.

La otra fuente de información fue la revisión de las principales colecciones herpetológicas de Cuba, lo que incluyó la obtención de los datos de 1 499 ejemplares depositados en cuatro instituciones de dos provincias de Cuba. Además se revisaron los catálogos de las instituciones extranjeras más importantes en cuanto al volumen de material herpetológico cubano en sus colecciones, lo que permitió obtener datos de otros 1 874 ejemplares depositados en 12 instituciones. La lista de las colecciones revisadas y los datos de las mismas se encuentran en el Apéndice 3.I.

Para los registros de localidades no se utilizaron las fuentes de información más antiguas, o sea las anteriores al año 1900, pues podrían introducir errores debido a que las áreas reportadas podrían haber cambiado en un lapso de tiempo tan grande. Se analizó cada uno de los registros restantes, en especial los de más de 50 años, para definir si el reporte era aún válido en la actualidad, teniendo en cuenta las características actuales de cada localidad.

A lo anterior se añadió la información obtenida en el trabajo de campo realizado entre 1993 y 2008. Una gran parte de esa información provino del proyecto “Diversidad Biológica de los macizos montañosos Sierra Maestra y Nipe-Sagua-Baracoa”, desarrollado por BIOECO entre 1998 y 2002. Durante el trabajo de campo se visitaron 133 localidades de las cuatro provincias en que están distribuidos los macizos montañosos, en las cuales se obtuvieron datos sobre la presencia de las especies, su ecología y distribución. En los muestreos de campo se siguió la metodología de búsqueda libre con intensidad media (Crump y Scott 1994), de manera que se revisaron todos los microhábitats en los cuales pudieran refugiarse anfibios, desde el suelo hasta los árboles, virando piedras y troncos caídos, rastrillando la hojarasca, observando en ramas y troncos de plantas y revisando bromeliáceas.

Las especies endémicas presentes en ambos macizos poseen diversos grados de endemismo en dependencia de lo limitada o amplia que sea su distribución geográfica dentro de Cuba. Teniendo en cuenta lo anterior, se dividieron las especies endémicas en tres grupos:

- Endémicas cubanas: las especies cuya área de distribución abarca toda la isla o al menos las dos terceras partes de ella.
- Endémicas regionales: las especies que solo se encuentran en los macizos montañosos objetos del presente trabajo.
- Endémicas locales: Especies que solo se conocen de una o unas pocas localidades aisladas dentro de alguno de los dos macizos orientales. Esta es una categoría especial dentro de la anterior.

En este trabajo se ha utilizado la taxonomía más actualizada de anfibios neotropicales (Frost *et al.* 2006, Hedges *et al.* 2008, Frost 2009), pero siguiendo los criterios recientes de Díaz y Cádiz (2008) para la nomenclatura en la fauna cubana. Según estos autores, se reconocen 62 especies en esta isla y se continúan utilizando los nombres genéricos *Bufo* y *Rana* (en vez de los propuestos en los trabajos mencionados, *Peltophryne* y *Lithobates*) “hasta que la comunidad herpetológica adopte un criterio unánime, en aras de garantizar estabilidad en la clasificación de estos animales”.

Para el cálculo de la similitud entre los macizos se utilizó el índice de disimilitud de Simpson, el cual toma valores de 0 cuando dos grupos de especies tienen una composición idéntica y 1 cuando la composición es totalmente diferente. Este índice tiene los mejores rendimientos bajo diversas condiciones y parece ser superior a otros similares, al mismo tiempo que se centra en las diferencias en la composición independientemente de los gradientes en la riqueza de especies (Koleff *et al.* 2003).

Los datos de los macizos montañosos de otras islas del Caribe fueron tomados de Crombie (1999), Powell *et al.* (1999), Thomas (1999) y Hedges (1999, 2009).

## RESULTADOS

Como resultado de la realización de este estudio se obtuvo que la fauna de anfibios de los macizos montañosos de la Región Oriental de Cuba está compuesta por 41 especies (Tabla 1). Este valor representa el 66.1% del total de anfibios que viven en Cuba, muestra de la importancia de estas montañas dentro de la fauna herpetológica cubana. Una sola especie ha sido introducida y se ha naturalizado en este territorio (*Rana catesbeiana*), el resto son especies nativas o endémicas, representando el 64.5% de la fauna de anfibios cubanos. El 92.5% de estas especies son endémicas de Cuba y el 80.5% son endémicas regionales o locales (Tabla 1).

El análisis de la composición por familias y géneros en estos macizos montañosos muestra la preponderancia de la familia Eleutherodactylidae y del género *Eleutherodactylus* (Tabla 2), el género de vertebrados con mayor número de especies en el Caribe (Hedges 2009). Resulta interesante el comportamiento del endemismo en este grupo: dos familias (y dos géneros) no poseen especies endémicas mientras que los otros dos poseen un porcentaje de endemismo muy alto, entre 95.6% en Eleutherodactylidae y 100% en Bufonidae (Tabla 2). Las dos familias sin especies endémicas son monoespecíficas y una está formada solo por una especie introducida.

Los resultados de este trabajo indican que en cada uno de los macizos montañosos por separado habitan 29 especies de anfibios, 28 de ellas nativas, pertenecientes a cuatro familias del orden Anura (Tabla 1). Esta cifra representa el 70.3 % de las especies del área de estudio y el 46.8 % de las especies cubanas. También en cada macizo se registran 26 especies endémicas (Tabla 1), para un 89.6 % de endemismo, las que representan el 44.1 % de los endemismos de anfibios de Cuba.

En el macizo montañoso Sierra Maestra el 65.5% de las especies son endémicas regionales y el 34.5% de las especies tienen una distribución limitada a una o pocas localidades aisladas dentro del macizo, es decir, son endémicos locales (Tabla 1). Dentro del total de anfibios de Sagua-Baracoa, también el 34.5%

son endemismos regionales y el 31.0 % de las especies son endémicas locales (Tabla 1). Cada macizo tiene 12 especies que viven solamente en esa área, independientemente de la categoría de endémica local o regional que se le haya asignado.

Para obtener estas cifras se está considerando a la subespecie *Bufo longinasus ramsdeni* como endémica local en Sagua-Baracoa, aunque realmente la especie *Bufo longinasus* s. l. tiene poblaciones en tres macizos montañosos distribuidos por toda Cuba.

Para tener una idea de la situación de estas montañas dentro de la fauna de anfibios de Cuba, se presenta una comparación con otros dos macizos situados en las regiones central y occidental de la isla y con los totales para Cuba (Tabla 3). Sagua-Baracoa y la Sierra Maestra superan ampliamente al Macizo de Guamuhaya y a la Cordillera de Guaniguanico, tanto en número de especies como en número de especies endémicas (Tabla 3). Los macizos orientales tienen casi el 150% de las especies y los endemismos de las montañas de las regiones Central y Occidental de Cuba. Otra diferencia notable existe en las especies endémicas locales, donde los valores son mínimos para las montañas del centro y occidente de la isla (una especie en Guamuhaya, ninguna en Guaniguanico) en comparación con las montañas orientales.

Cuando se relaciona la riqueza de especies con la superficie que ocupa cada macizo montañoso, los macizos del centro y occidente de Cuba alcanzan mayor importancia (Tabla 3). El macizo de Guaniguanico resalta por su alto valor de densidad de especies y de especies endémicas, producto de su menor extensión superficial en comparación con las otras montañas. Sagua-Baracoa presenta los menores valores de densidad específica resultado de su más amplia superficie, aunque las diferencias en densidad de endemismos son menores entre las cuatro áreas (Tabla 3). Cuando se analizan las especies únicas de cada macizo, los valores cambian y nuevamente la Sierra Maestra supera a las montañas del centro y occidente en este parámetro, aunque Sagua-Baracoa tiene un valor inferior a Guaniguanico (Tabla 3).

**Tabla 1. Especies de anfibios registradas para los macizos montañosos Sierra Maestra (SM) y Sagua-Baracoa (SB) y su grado de endemismo.**

Especies	Macizo	Endemismo
Clase Anfibia		
Orden Anura		
Familia Bufonidae		
<i>Bufo longinasus</i> Stejneger, 1905	SB	Local
<i>Bufo peltoccephalus</i> Tschudi, 1838	SM, SB	Cuba
<i>Bufo taladai</i> Schwartz, 1960	SM, SB	Cuba
Familia Eleutherodactylidae		
<i>Eleutherodactylus acmonis</i> Schwartz, 1960	SB	Local
<i>Eleutherodactylus albipes</i> Barbour & Shreve, 1937	SM	Local
<i>Eleutherodactylus atkinsi</i> Dunn, 1925	SM, SB	Cuba
<i>Eleutherodactylus auriculatus</i> Cope, 1862	SM, SB	Cuba
<i>Eleutherodactylus bartonsmithi</i> Schwartz 1960	SB	Local
<i>Eleutherodactylus bresslerae</i> Schwartz, 1960	SB	Local
<i>Eleutherodactylus cubanus</i> Barbour & Shreve, 1937	SM	Local
<i>Eleutherodactylus cuneatus</i> Cope, 1862	SM, SB	Regional
<i>Eleutherodactylus dimidiatus</i> Cope, 1862	SM, SB	Cuba
<i>Eleutherodactylus etheridgei</i> Schwartz, 1958	SM, SB	Regional
<i>Eleutherodactylus glamyrus</i> Estrada & Hedges, 1997	SM	Regional
<i>Eleutherodactylus guantanamo</i> Hedges, Estrada & Thomas, 1992	SM, SB	Regional
<i>Eleutherodactylus gundlachi</i> Schmidt, 1920	SM, SB	Regional
<i>Eleutherodactylus iberia</i> Estrada & Hedges, 1996	SB	Local
<i>Eleutherodactylus intermedius</i> Barbour & Shreve, 1937	SM, SB	Regional
<i>Eleutherodactylus ionthus</i> Schwartz, 1960	SM	Regional
<i>Eleutherodactylus jaumei</i> Estrada & Alonso, 1997	SM	Local
<i>Eleutherodactylus leberi</i> Schwartz, 1965	SM	Local
<i>Eleutherodactylus limbatus</i> Cope, 1862	SM, SB	Cuba
<i>Eleutherodactylus maestrensis</i> Díaz, Cádiz & Navarro, 2005	SM	Local
<i>Eleutherodactylus mariposa</i> Hedges, Estrada & Thomas, 1992	SB	Local
<i>Eleutherodactylus melacara</i> Hedges, Estrada & Thomas, 1992	SM	Local
<i>Eleutherodactylus michaelsschmidt</i> Díaz, Cádiz & Navarro, 2007	SM	Local
<i>Eleutherodactylus orientalis</i> Barbour & Shreve, 1937	SB	Local
<i>Eleutherodactylus pezopetrus</i> Schwartz, 1960	SB	Local
<i>Eleutherodactylus planirostris</i> Cope, 1862	SM, SB	-
<i>Eleutherodactylus principalis</i> Estrada & Hedges, 1997	SB	Regional
<i>Eleutherodactylus ricordii</i> Duméril & Bibron, 1841	SM, SB	Regional
<i>Eleutherodactylus rivularis</i> Díaz, Estrada & Hedges, 2001	SM	Local
<i>Eleutherodactylus ronaldi</i> Schwartz, 1960	SM, SB	Regional
<i>Eleutherodactylus simulans</i> Díaz & Fong, 2001	SB	Regional
<i>Eleutherodactylus tetajulia</i> Estrada & Hedges, 1996	SB	Local
<i>Eleutherodactylus toa</i> Estrada & Hedges, 1991	SB	Regional
<i>Eleutherodactylus tonyi</i> Estrada & Hedges, 1997	SM	Local
<i>Eleutherodactylus turquinensis</i> Barbour & Shreve, 1937	SM	Local
<i>Eleutherodactylus varleyi</i> Dunn, 1925	SM, SB	Cuba
Familia Hylidae		
<i>Osteopilus septentrionalis</i> Duméril & Bibron, 1841	SM, SB	-
Familia Ranidae		
<i>Rana catesbeiana</i> Shaw, 1802	SM, SB	-

**Tabla 2. Composición por familias y géneros de los anfibios de los macizos montañosos de la Región Oriental de Cuba. “%” es el porcentaje de endemismo con respecto al total de especies.**

Familias y géneros	Sierra Maestra			Sagua-Baracoa		
	Especies	Endémicas	%	Especies	Endémicas	%
Eleutherodactylidae						
<i>Eleutherodactylus</i>	25	24	96.0	24	23	95.8
Bufonidae						
<i>Bufo</i>	2	2	100	3	3	100
Hylidae						
<i>Osteopilus</i>	1	0	0	1	0	0
Ranidae						
<i>Rana</i>	1	0	0	1	0	0

**Tabla 3. Número de especies, especies endémicas, densidad de especies y densidad de endémicas en cuatro macizos montañosos de Cuba. “%” es el porcentaje calculado con respecto al total de especies.**

	Especies	Especies por km <sup>2</sup>	Endémicas (%)	Endémicas por km <sup>2</sup>	Endémicas del área (%)	Endémicas del área/km <sup>2</sup>
Sierra Maestra	29	0.0046	26 (89.3)	0.0042	12 (41.4)	0.0019
Guamuhaya	19	0.0048	16 (84.2)	0.0040	2 (10.5)	0.0005
Guaniguanico	18	0.0056	16 (88.9)	0.0049	5 (27.8)	0.0015
Sagua-Baracoa	29	0.0035	26 (90.3)	0.0032	12 (41.4)	0.0013
Cuba	62	0.0006	59 (95.2)	0.0005	-	-

Tanto en especies como en endemismos, los valores indican que los macizos montañosos del oriente cubano tienen menos de la mitad de sus especies compartidas, como puede evidenciarse a través de los valores del índice de disimilitud de Simpson calculado entre las dos áreas (Tabla 4). Estas montañas comparten el 41.5% de sus especies y el 36.8% de sus especies endémicas, con los valores inferiores para las especies endémicas debido al elevado número de especies únicas de cada macizo montañoso (Tabla 1).

Las diferencias con los otros macizos montañosos tienden a ser mayores, particularmente con la Cordillera de Guaniguanico (Tabla 4), con la cual los macizos montañosos orientales comparten menos del 20% de sus especies. La similitud con el Macizo de Guamuhaya es mayor (Tabla 4) debido a que las montañas orientales comparten entre el 26% y el 30% de los anfibios con estos macizos. Para las especies endémicas las similitudes

presentan un comportamiento similar, con el Macizo de Guamuhaya siendo más parecido a las montañas orientales en endemismo (Tabla 4). En general, Sagua-Baracoa tiene mayor similitud con las montañas del centro y occidente de Cuba que la Sierra Maestra, aunque las diferencias en los valores del índice no son muy marcadas, sobre todo cuando se compara con Guamuhaya (Tabla 4).

Una comparación de los macizos montañosos de Cuba Oriental con los sistemas montañosos más importantes para anfibios en las islas del Caribe se presenta en la Tabla 5. Las montañas de Cuba Oriental aparecen entre los puntos de mayor diversidad del Caribe y solo son superados por el Macizo de la Hotte en Haití, el punto de mayor riqueza de especies en las Antillas (Hedges 1999). Otros puntos de diversidad de anfibios importantes se encuentran también en La Española: el Macizo de la Selle-Sierra de Baoruco y la Cordillera Central.

**Tabla 4. Valores del índice de disimilitud de Simpson de las especies y las especies endémicas (entre paréntesis) entre cuatro macizos montañosos de Cuba.**

	Sagua-Baracoa	Guaniguanico	Guamuhaya
Sierra Maestra	0.414 (0.462)	0.611 (0.688)	0.474 (0.563)
Guamuhaya	0.421 (0.500)	0.389 (0.438)	--
Guaniguanico	0.556 (0.625)	--	--

En números absolutos de especies endémicas, estas mismas montañas permanecen entre las más ricas, con La Hotte resaltando por encima del resto con sus 31 endémicas. Resalta el 100% de endemismo en cada una de las áreas de La Española, resultado del alto endemismo general de esta isla. Las montañas de Puerto Rico sorprenden también por su elevado porcentaje de endemismo, a la que solo se acercan las montañas de Cuba Oriental, particularmente Sagua-Baracoa (Tabla 5).

En las especies endémicas de cada macizo montañoso, nuevamente el Macizo de la Hotte tiene el mayor número y porcentaje, a los que solo se acercan las montañas de la Región Oriental de Cuba (Tabla 5). En el resto de los sistemas montañosos considerados habitan como máximo seis especies endémicas de cada área, representando el 25% del total de especies, aunque en Jamaica y Puerto Rico hay áreas sin endémicos regionales (Tabla 5).

**Tabla 5. Número de especies, especies endémicas y endémicas de cada área en varios macizos montañosos del Caribe insular. “%” es el porcentaje calculado con respecto al total de especies.**

	Especies	Endémicas (%)	Endémicas del área (%)
Sierra Maestra (Cuba)	29	26 (89.3)	12 (41.4)
Sagua-Baracoa (Cuba)	29	26 (90.3)	12 (41.4)
Massif de la Hotte (Española)	31	31 (100)	17 (54.8)
La Selle-Baoruco (Española)	24	24 (100)	6 (25.0)
Cordillera Central (Española)	20	20 (100)	5 (25.0)
Cockpit Country (Jamaica)	16	14 (87.5)	2 (12.5)
Blue Mountains (Jamaica)	14	12 (85.7)	2 (14.3)
Central Uplands (Jamaica)	13	11 (84.6)	0 (0)
Sierra de Luquillo (Puerto Rico)	14	13 (92.9)	1 (7.1)
Cordillera Central (Puerto Rico)	13	12 (92.3)	0 (0)

## DISCUSIÓN

Con este trabajo quedan conformadas y actualizadas las listas de especies de anfibios de los dos macizos montañosos de la Región Oriental de Cuba. Los únicos trabajos existentes sobre esta temática (Fong 2000, 2001) ya estaban desactualizados, pues desde la fecha de su publicación se han descrito varias especies nuevas para Cuba, además de que se ha podido reunir un gran cúmulo de información que no estuvo disponible para aquellos trabajos. Las publicaciones de

zonificación faunística (Estrada y Ruibal 1999, Hedges 1999) no analizan estos macizos, sino que regionalizan a la isla según la fauna de anfibios, separando esta área en dos zonas que no coinciden exactamente con los dos macizos montañosos de Cuba Oriental. Aún con estas diferencias en la delimitación de las áreas, las cifras de 26 y 27 especies en Sierra Maestra y Sagua-Baracoa obtenidas por Hedges (1999) y de 28 especies en cada área según Estrada y Ruibal (1999), son bastante cercanas a las de esta tesis si se le añaden las cuatro especies



descritas para estas montañas (tres de Sierra Maestra, una de Sagua-Baracoa) con posterioridad a la publicación de esos trabajos.

La fauna de anfibios de estos macizos se divide en dos grupos, uno con dos familias y dos géneros monoespecíficos y sin endemismos y el otro con las otras dos familias y dos géneros con la mayoría de las especies y todos los endemismos. Esta dicotomía es normal dentro de la fauna de anfibios de Cuba y se presenta tanto a nivel nacional como de cada área por separado dentro de la isla. El alto número de especies y de especies endémicas de los géneros *Eleutherodactylus* y *Bufo* es también una expresión de la situación en toda Cuba: el 83.9% de los anfibios cubanos pertenecen a *Eleutherodactylus*, mientras que las ocho especies cubanas de *Bufo* son endémicas.

Los resultados de esta tesis reafirman a estos dos macizos como los principales centros de diversidad y endemismo de anfibios en Cuba. En estas montañas se encuentran alrededor de las dos terceras partes del total de especies y de especies endémicas de estos grupos en Cuba. Estos valores, ya de por sí elevados, alcanzan mayor importancia si tenemos en cuenta que la superficie ocupada por ambos macizos es de unos 14 475 km<sup>2</sup>, representando solo el 13% del territorio cubano.

La presencia de especies endémicas de cada uno de los macizos y el porcentaje que representan con respecto al total de especies indican que cada macizo por separado es importante y representa un componente único dentro de Cuba, por lo que cada uno tiene su propio papel en la diversidad específica y el endemismo de esta isla. Esto fue confirmado con el índice de disimilitud, con valores de menos de 0.500, demostrando que estos macizos comparten menos de la mitad de sus especies y de sus endemismos en anfibios.

Las diferencias en composición y endemismo con los otros dos macizos montañosos de Cuba fueron notables y estuvieron determinadas mayormente por el alto número de endémicos únicos de cada uno de los macizos orientales. Si no se tienen en cuenta estas especies, entonces los valores de similitud de las cuatro áreas aumentarían. El alto número de endémicos

locales en las montañas orientales constituyen la mejor indicación de la importancia de estos macizos dentro de Cuba y en comparación con los otros macizos donde el endemismo local es mínimo.

En contraste con los valores crudos de riqueza y endemismo, la densidad de especies y de especies endémicas sitúan a la Cordillera de Guaniguanico en un lugar cimero con respecto a los otros macizos, mientras que Sagua-Baracoa queda en la posición más baja debido a la amplia superficie que ocupa en comparación con las otras montañas de Cuba.

Aún con las diferencias existentes entre estos macizos montañosos en cuanto a riqueza, endemismo y densidad de especies, puede considerarse que las cuatro áreas tienen importancia dentro de Cuba y representan una parte fundamental de la biodiversidad de anfibios de este archipiélago. Esto es más patente cuando se considera la existencia de una proporción de las especies únicas de cada macizo.

Las montañas de Cuba Oriental no solo representan un área de vital importancia dentro de esta isla, sino que forman parte también de los principales núcleos de riqueza específica y endemismo del Caribe insular. En números absolutos solo son superados por la impresionante diversidad del Macizo de la Hotte, la que puede ser aún mayor si se aplican los criterios taxonómicos de Hedges *et al.* (2008) que elevan al estatus de especie a varias subespecies presentes en ésta área. Estos resultados también confirman la existencia de un centro de alta biodiversidad en el área que se extiende entre la Región Oriental de Cuba y la Cordillera Central de República Dominicana, la razón principal que ha llevado a la creación del Corredor Biológico del Caribe, un marco de trabajo para la conservación de la biodiversidad, la rehabilitación ambiental y el desarrollo sostenible.

Los resultados de esta tesis coinciden con los de otros autores que habían señalado a las áreas de los macizos de Cuba Oriental como las de mayores riquezas y endemismo de Cuba para anfibios (Estrada y Ruibal 1999, Hedges 1999) y para reptiles (Rodríguez Schettino

1993), aunque los límites de sus áreas no coinciden totalmente con las del presente trabajo. Otras zonas que han sido señaladas como de importancia son las de Sierra de los Órganos y Sierra del Rosario (Cordillera de Guaniguanico) en el occidente de Cuba (Estrada y Ruibal 1999, Hedges 1999), lo que se confirma en el presente trabajo.

La alta diversidad y endemismo de los anfibios de las montañas orientales y su sustancial contribución a la biodiversidad cubana es un hecho también registrado para otros taxones como arañas, himenópteros, reptiles, musgos, orquídeas y plantas vasculares (Fagilde Espinosa 2000, Sánchez Ruiz 2000, Fong 2000, 2001, Martínez Quesada 2001, Fernández *et al.* 2005, Potrony y Motito 2006). Estos altos niveles de riqueza específica, endemismo y endemismo local y regional en diversos grupos de la flora y la fauna convierten a estos macizos montañosos en un sitio de vital importancia para la conservación de la biodiversidad, no solo de Cuba, sino de todo el Caribe. Por tanto, la protección y conservación de estas montañas, y con ello de su biodiversidad, debe ser una prioridad en los planes de desarrollo futuro del territorio.

### LITERATURA CITADA

- Abreu, R. M., J. de la Cruz., A. Rams y M. E. García. 1989. Vertebrados del complejo montañoso "La Zoilita", Holguín, Cuba. *Poeyana* 370:1-16.
- Crombie, R. I. 1999. Jamaica. *En* B. I. Crother (ed.). *Caribbean Amphibians and Reptiles*, pp 63-92. Academic Press, New York.
- Crump, M. y N. J. Scott, Jr. 1994. Visual encounter survey. *En* W. R. Heyer, M. A. Donnelly, R. W. McDiarmid, L. C. Hayek y M. S. Foster (eds.). *Measuring and monitoring biological diversity: Standard methods for amphibians*, pp. 84-92. Smithsonian Institution Press, Washington D.C.
- Díaz, L. M. y A. Cádiz. 2008. Guía taxonómica de los anfibios de Cuba. *Abc Taxa* 4:1-294.
- Díaz, L. M., A. Fong, N. Viña y G. Knell. 2005. Anfibios y reptiles. *En* A. Fong, D. Maceira y W. S. Alverson (eds.). Cuba: Parque Nacional La Bayamesa. *Rapid Biological Inventories Report* 13. The Field Museum, Chicago.
- Estrada, A. R. y R. Ruibal. 1999. A review of Cuban Herpetology. *En* B. I. Crother (ed.). *Caribbean Amphibians and Reptiles*, pp 31-62. Academic Press, New York.
- Estrada, A. R., G. Alayón, A. Pérez, C. Peña y E. Solana. 1987. Lista preliminar de anfibios y reptiles de las Cuchillas de Moa y Toa, Cuba. *Garciana* 8:3-4.
- Fagilde Espinosa, M. C. 2000. Las orquídeas del macizo montañoso Nipe-Sagua-Baracoa, Cuba Oriental. *Caribb. J. Sci.* 36:31-38.
- Fernández, J. L., J. L. Fontenla, E. Portuondo y J. A. Genaro. 2005. Himenópteros. *En* D. Maceira, A. Fong, W. S. Alverson y T. Wachter (eds.). Cuba: Parque Nacional La Bayamesa. *Rapid Biological Inventories Report* 13. The Field Museum, Chicago.
- Fong, A. 1994. Biodiversidad de vertebrados de la Región Oriental de Cuba. Tesis de Licenciatura, Universidad de Oriente, Santiago de Cuba.
- Fong, A. 2000. Anfibios y reptiles del macizo montañoso Sierra Maestra, Cuba: Composición, distribución y aspectos ecológicos. *Biodiversidad Cuba Oriental* 5:124-132.
- Fong, A. 2001. Características fundamentales de la herpetofauna del macizo montañoso Sagua-Baracoa, Cuba. *Bol. Soc. Herpetol. Mex.* 9:23-28.
- Fong, A. 2005. Anfibios y reptiles. *En* A. Fong, D. Maceira, W. S. Alverson y J. M. Shopland (eds.). Cuba: Siboney-Jutici. *Rapid Biological Inventories Report* 10. The Field Museum, Chicago.
- Fong, A. 2006. Anfibios y reptiles. *En* D. Maceira, A. Fong y W. S. Alverson (eds.). Cuba: Pico Mogote. *Rapid Biological Inventories Report* 9. The Field Museum, Chicago.
- Fong, A. y N. Navarro. 2001. Checklist of amphibians and reptiles of the Sagua-Baracoa mountains, Eastern Cuba. *Smithsonian Herp. Info. Serv.* 130:1-13.
- Fong, A., L. M. Díaz y N. Viña. 2005. Anfibios y reptiles. *En* D. Maceira, A. Fong y W. S. Alverson (eds.). Cuba: Parque Nacional "Alejandro de Humboldt". *Rapid Biological Inventories Report* 12. The Field Museum, Chicago.

- Frost, D. R. 2009. Amphibian species of the world: an online reference. Version 5.3 (12 Febrero 2009). (<http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.html>). American Museum of Natural History, New York, USA. (Revisado el 26 Noviembre 2009)
- Frost, D. R., T. Grant, J. Faivovich, R. H. Bain, A. Haas, C. F. B. Haddad, R. O. de Sa, A. Channing, M. Wilkinson, S. C. Donnellan, C. Raxworthy, J. A. Campbell, B. L. Blotto, P. Moler, R. C. Drewes, R. A. Nussbaum, J. D. Lynch, D. M. Green y W. C. Wheeler. 2006. The amphibian tree of life. *Bull. Am. Mus. Nat. Hist.* 297:1-370.
- Hedges, S. B. 1999. Distribution patterns of amphibians in the West Indies. *En* W. E. Duellman (ed.). *Regional patterns of amphibian distribution: a global perspective*, pp. 211-254. Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- Hedges, S. B. 2009. Caribherp: database of West Indian amphibians and reptiles (<http://evo.bio.psu.edu/caribherp/>). Pennsylvania State University, Pennsylvania, USA. (Revisado el 26 Noviembre 2009).
- Hedges, S. B., W. E. Duellman y M. P. Heinicke. 2008. New World direct developing frogs (Anura: Terrarana): Molecular phylogeny, classification, biogeography, and conservation. *Zootaxa* 1737: 1-182.
- Koleff, P., K. J. Gaston y J. J. Lennon. 2003. Measuring beta diversity for presence-absence data. *J. Anim. Ecol.* 72:367-382.
- Martínez Quesada, E. 2001. Fanerógamas por áreas geográficas en los macizos montañosos orientales. *En* N. Viña, A. Fong y D. Maceira (eds.). *Diversidad biológica de los macizos montañosos de Cuba Oriental*, pp. 120-192. Centro Oriental de Ecosistemas y Biodiversidad (BIOECO), Santiago de Cuba.
- Núñez, A., N. Viña B. y A. Graña. 1989. Regiones naturales-antrópicas. *En* E. A. Sánchez-Herrero, J. R. Hernández, E. Propín, E. Buznego, A. C. Lorenzo, M. Mon, A. Azcue *et al.* (eds.). *Nuevo Atlas Nacional de Cuba*, Mapa 6, p. XII.2.1. Instituto de Geografía, La Habana y Madrid.
- Potrony, M. E. y A. Motito. 2006. Composición de la flora muscinal de la Sierra Maestra occidental, Cuba. *Biodiversidad Cuba Oriental* 8:65-73.
- Powell, R., J. A. Ottenwalder y S. J. Incháustegui. 1999. The Hispaniolan herpetofauna: diversity, endemism, and historical perspectives, with comments on Navassa Island. *En* B. I. Crother (ed.). *Caribbean Amphibians and Reptiles*, pp 93-168. Academic Press, New York.
- Rodríguez Schettino, L. 1993. Áreas faunísticas de Cuba según la distribución ecogeográfica actual y el endemismo de los reptiles. *Poeyana* 436:1-17.
- Sánchez Ruiz, A. 2000. Características generales de la fauna de arañas (Arachnida: Araneae) del macizo montañoso Sagua-Baracoa, Cuba. *Biodiversidad Cuba Oriental* 5:104-110.
- Thomas, R. 1999. The Puerto Rico area. *En* B. I. Crother (ed.). *Caribbean Amphibians and Reptiles*, pp 169-179. Academic Press, New York.
- Viña Bayés, N. 1998. Caracterización geográfica. *En* N. Viña, A. Fong y D. Maceira (eds.). *Diversidad biológica del macizo montañoso Nipe-Sagua-Baracoa*, pp. 5-26. Centro Oriental de Ecosistemas y Biodiversidad (BIOECO), Santiago de Cuba.
- Viña Bayés, N. 2000. Caracterización geográfica de la Sierra Maestra. *En* N. Viña, A. Fong y D. Maceira (eds.). *Diversidad Biológica del Macizo Montañoso Sierra Maestra*, pp. 4-16. Centro Oriental de Ecosistemas y Biodiversidad (BIOECO), Santiago de Cuba.
- Viña Dávila, N. 1995. Zoogeografía de la Sierra Maestra occidental. Tesis de Doctorado, Centro Oriental de Ecosistemas y Biodiversidad (BIOECO), Santiago de Cuba.

### Apéndice 3.I

#### Fuentes de información utilizadas en el trabajo

##### Fuentes bibliográficas

1. Abreu, R. M., J. de la Cruz. A. Rams y M. E. García. 1989. Vertebrados del complejo montañoso "La Zoilita", Holguín, Cuba. *Poeyana* 370:1-16.
2. Alayo Dalmau, P. 1951. Especies herpetológicas halladas en Santiago de Cuba. *Bol. Hist. Nat. Soc. Felipe Poey* 2:108-109.
3. Alonso, R. y A. Rodríguez. 2003. Advertisement calls of Cuban toads of the genus *Bufo* (Anura, Bufonidae). *Phyllomedusa* 2:75-82.
4. Alonso, R. y A. Rodríguez. 2003. Entre la hojarasca bajo nuestros pies. *En* L. Rodríguez Schettino (ed.). *Anfibios y reptiles de Cuba*, pp. 30-37. UPC Print, Vaasa, Finlandia.
5. Alonso, R. y A. Rodríguez. 2003. Insospechados habitantes de las penumbras. *En* L. Rodríguez Schettino (ed.). *Anfibios y reptiles de Cuba*, pp. 20-29. UPC Print, Vaasa, Finlandia.
6. Alonso, R., A. Rodríguez y A. Hernández. 2005. *Eleutherodactylus albipes* (NCN). *Reproduction. Herpetol. Rev.* 36:433.
7. Alonso, R., M. Hernández y Y. C. Martínez. 2009. *Eleutherodactylus atkinsi* (NCN). *Diurnal retreats. Herpetol. Rev.* 40:203.
8. Barbour, T. 1914. A contribution to the zoogeography of the West Indies, with special references to amphibians and reptiles. *Mem. Mus. Comp. Zool.* 44:209-359.
9. Barbour, T. 1937. Third list of Antillean reptiles and amphibians. *Bull. Mus. Comp. Zool.* 82:77-166.
10. Barbour, T. y C. T. Ramsden. 1919. The herpetology of Cuba. *Mem. Mus. Comp. Zool.* 47:71-213.
11. Barbour, T. y B. Shreve. 1937. Novitates cubanae. *Bull. Mus. Comp. Zoo.* 80:377-387.
12. Cope, E. D. 1862. On some new and little known Anura. *American Proc. Acad. Nat. Sci. Philadelphia.* 14:151-159.
13. Díaz, L. M. 1998. Hoja de datos de taxon para *Eleutherodactylus cubanus*. *En* E. Pérez, E. Osa, Y. Matamoros, J. Shillcox y U. S. Seal (eds.). *Report on conservation assessment & management plan workshop for selected Cuban species*, pp. 121-129. Conservation Breeding Specialist Group (SSC/IUCN), Apple Valley, Minnesota.
14. Díaz, L. M. y A. Cádiz. 2007. Guía descriptiva para la identificación de las llamadas de anuncio de las ranas cubanas del género *Eleutherodactylus* (Anura: Leptodactylidae). *Herpetotropicos* 3:100-122.
15. Díaz, L. M. y A. Cádiz. 2008. Guía taxonómica de los anfibios de Cuba. *Abc Taxa* 4:1-294.
16. Díaz, L. M. y A. Fong. 2001. A new mottled frog of the genus *Eleutherodactylus* (Anura: Leptodactylidae) from Eastern Cuba. *Solenodon* 1:76-84.
17. Díaz M. L., L. V. Moreno y G. Begue. 2000. Descripción de las larvas de *Bufo taladai* (Anura: Bufonidae). *Caribb. J. Sci.* 36:156-160.
18. Díaz, L. M., A. R. Estrada y S. B. Hedges. 2001. A new riparian frog of the genus *Eleutherodactylus* (Anura: Leptodactylidae) from Eastern Cuba. *Caribb. J. Sci.* 37:63-71.
19. Díaz, L. M., A. Cádiz y S. B. Hedges. 2003. A new grass frog from pine forests of Western Cuba, and description of acoustic and pattern variation in *Eleutherodactylus varleyi* (Amphibia: Leptodactylidae). *Caribb. J. Sci.* 39:176-188.
20. Díaz, L. M., A. Cádiz y N. Navarro. 2005. A new ground dwelling frog of the genus *Eleutherodactylus* from eastern Cuba, with a redefinition of the *E. dimidiatus* group. *Caribb. J. Sci.* 41:307-318.
21. Díaz, L. M., A. Fong, N. Viña y G. Knell. 2005. Anfibios y reptiles. *En* D. Maceira, A. Fong, W. S. Alverson y T. Wachter (eds.). *Cuba: Parque Nacional La Bayamesa. Rapid Biological Inventories Report 13. The Field Museum, Chicago.*

22. Díaz, L. M., A. Cádiz y N. Navarro. 2007. A new rock dwelling frog of the genus *Eleutherodactylus* (Amphibia: Leptodactylidae) from eastern Cuba, with comments on other species with similar habits. *Zootaxa* 1435:51-68.
23. Dunn, E. R. 1925. New frogs from Cuba. *Occas. Papers Boston Soc. Nat. Hist.* 5:163-166.
24. Dunn, E. R. 1926. Additional frogs from Cuba. *Occas. Papers Boston Soc. Nat. Hist.* 5:209-215.
25. Estrada, A. R. 1992. Comentarios sobre *Eleutherodactylus intermedius* Barbour et Shreve de la región oriental de Cuba. *En Comunicaciones Breves de Zoología*, Editorial Academia, La Habana, 27 pp.
26. Estrada, A. R. 1992. Lista de anfibios y reptiles de Cayo Saetia, costa N de Mayarí, Holguín, Cuba. *En Comunicaciones Breves de Zoología*, Academia, La Habana, 27 pp.
27. Estrada, A. R. y R. Alonso. 1997. Nueva especie del grupo *limbatus* (Leptodactylidae: *Eleutherodactylus*) de la región oriental de Cuba. *Caribb. J. Sci.* 33:41-44.
28. Estrada, A. R. y S. B. Hedges. 1991. Nueva especie de *Eleutherodactylus* (Anura: Leptodactylidae) de la Región Oriental de Cuba. *Caribb. J. Sci.* 27:139-145.
29. Estrada, A. R. y S. B. Hedges. 1996. A new frog of the genus *Eleutherodactylus* from eastern Cuba (Anura, Leptodactylidae). *Herpetologica* 52:435-439.
30. Estrada, A. R. y S. B. Hedges. 1996. At the lower size limit in tetrapods: a new diminutive frog from Cuba (Leptodactylidae: *Eleutherodactylus*). *Copeia* 1996:852-859.
31. Estrada, A. R. y S. B. Hedges. 1997. A new species of frog from Meseta de Cabo Cruz, Eastern Cuba (Leptodactylidae: *Eleutherodactylus*). *Caribb. J. Sci.* 33:227-232.
32. Estrada, A. R. y S. B. Hedges. 1997. A new species of frog from the Sierra Maestra, Cuba (Leptodactylidae: *Eleutherodactylus*). *J. Herpetol.* 31:364-368.
33. Estrada, A. R. y S. B. Hedges. 1997. Nueva especie de *Eleutherodactylus* (Anura: Leptodactylidae) del macizo Sagua-Baracoa, Cuba. *Caribb. J. Sci.* 33:222-226.
34. Estrada, A. R. y S. B. Hedges. 1998. Sistemática de las ranas ribereñas de Cuba (Leptodactylidae: *Eleutherodactylus*) con la descripción de una nueva especie. *Caribb. J. Sci.* 34:218-230.
35. Estrada, A. R., G. Alayón, A. Pérez, C. Peña y E. Solana. 1987. Lista preliminar de anfibios y reptiles de las Cuchillas de Moa y Toa, Cuba. *Garciana* 8:3-4.
36. Estrada, A. R., L. M. Díaz y A. Rodríguez. 1997. Nueva especie de *Eleutherodactylus* (Anura: Leptodactylidae) del litoral norte de La Habana, Cuba. *Rev. Esp. Herpetol.* 11:19-24.
37. Fernández, J. L., A. Fong, F. Rodríguez, P. López, E. Portuondo y B. Lauranzón. 2005. Inventario rápido de algunos grupos faunísticos en el área protegida "Pico Caracas", Cuba. Informe final, BIOECO, Santiago de Cuba.
38. Fong, A. 1994. Biodiversidad de vertebrados de la Región Oriental de Cuba. Tesis de Licenciatura, Universidad de Oriente, Santiago de Cuba.
39. Fong, A. 1999. Changes in amphibian composition in altered habitats in eastern Cuba. *Froglog* 36:2.
40. Fong, A. 2000. Herpetofauna de las cuencas de los ríos Toa y Duaba, Cuba. *Biodiversidad Cuba Oriental* 5:119-123.
41. Fong, A. 2000. Ampliación de la distribución de especies de anfibios y reptiles de Cuba Oriental. *Biodiversidad Cuba Oriental* 4:87-89.
42. Fong, A. 2005. Anfibios y reptiles terrestres. *En* A. Fong, D. Maceira, W. S. Alverson y J. M. Shopland (eds.). Cuba: Siboney-Juticí. Rapid Biological Inventories Report 10. The Field Museum, Chicago.
43. Fong, A. 2006. Anfibios y reptiles. *En* D. Maceira, A. Fong y W. S. Alverson (eds.). Cuba: Pico Mogote. Rapid Biological Inventories Report 10. The Field Museum.

44. Fong, A. 2007. Monitoring amphibian populations in two sensitive habitats in Cuba. *Froglog* 80:2-4.
45. Fong, A. 2007. Selección de hábitats en anfibios de bosques de la Región Oriental de Cuba. Tesis de Maestría, Centro Oriental de Ecosistemas y Biodiversidad (BIOECO), Santiago de Cuba.
46. Fong, A y G. Garcés. 2002. *Bufo taladai* (NCN). *Diet. Herpetol. Rev.* 33:302.
47. Fong, A. y J. M. Hero. 2006. Population dynamics of the stream-dwelling frog *Eleutherodactylus cuneatus* on La Gran Piedra, eastern Cuba. *Froglog* 77:2-4.
48. Fong, A. y N. Navarro. 2001. Checklist of amphibians and reptiles of the Sagua-Baracoa mountains, Eastern Cuba. *Smithsonian Herpetol. Info. Serv.* 130:1-13.
49. Fong, A., L. M. Díaz y N. Viña. 2005. Anfibios y reptiles. En A. Fong, D. Maceira F., W. S. Alverson y T. Wachter (eds.). Cuba: Parque Nacional Alejandro de Humboldt. Rapid Biological Inventories Report 14. The Field Museum, Chicago.
50. Fong, A., N. Viña Dávila y N. Viña Bayés. 2005. Anfibios y reptiles de la altiplanicie del Toldo. En A. Fong, D. Maceira F., W. S. Alverson y T. Wachter (eds.). Cuba: Parque Nacional Alejandro de Humboldt. Rapid Biological Inventories Report 14. The Field Museum, Chicago.
51. Fong, A., R. Alonso y A. Rodríguez. 2009. *Eleutherodactylus dimidiatus* (NCN) and *Eleutherodactylus intermedius* (NCN). *Predator/Prey. Herpetol. Rev.* 40:203-204.
52. Garrido, O. H. y M. L. Jaume. 1984. Catálogo descriptivo de los anfibios y reptiles de Cuba. Doñana, *Acta Vertebrata* 11:5-128.
53. Hedges, S. B., A. R. Estrada y R. Thomas. 1992. Three new species of *Eleutherodactylus* from eastern Cuba, with notes on vocalizations of other species (Anura: Leptodactylidae). *Herpetol. Monogr.* 6:68-83.
54. Hedges, S. B., C. A. Hass y L. R. Maxson. 1992. Caribbean biogeography: molecular evidence for dispersal in West Indian terrestrial vertebrates. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 89:1909-1913.
55. Hedges, S. B., L. González y A. R. Estrada. 1995. Rediscovery of the Cuban frogs *Eleutherodactylus cubanus* and *E. turquinensis* (Anura: Leptodactylidae). *Caribb. J. Sci.* 31:327-332.
56. Hedges, S. B., W. E. Duellman y M. P. Heinicke. 2008. New World direct developing frogs (Anura: Terrarana): Molecular phylogeny, classification, biogeography, and conservation. *Zootaxa* 1737:1-182.
57. Henderson, R. W. y R. Powell. 2009. Natural history of West Indian reptiles and amphibians. University of Florida Press, Gainesville, xxiv + 495 pp.
58. IUCN. 2009. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2009.1. (<http://www.iucnredlist.org/>). International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, Gland. (revisado el 29 May 2009, solo la información para las especies del área de estudio).
59. Lando, R. V. y E. E. Williams. 1969. Notes on the herpetology of the U. S. Naval Base at Guantanamo Bay, Cuba. *Stud. Fauna Curaçao Caribb. Islands* 31:159-201.
60. Moreno, L. V. 1969. Situación taxonómica del *Bufo taladai jaumei*. *Ser. Biol.* 13:3-19.
61. Peters, G. 1974. Notizen über die Batrachofauna der Insel Kuba. *Mitt. Zool. Mus. Berlin* 50:299-322.
62. Peters, G. y A. Schwartz. 1972. Ein neuer, Bromelien bewohnender Kugelfingergecko (Gekkonidae: *Sphaerodactylus*) aus Oriente/Cuba. *Mitt. Zool. Mus. Berlin* 48:393-399.
63. Powell, R., R. W. Henderson, K. Adler y H. A. Dundee. 1996. An annotated checklist of West Indian amphibians and reptiles. En R. Powell y R. W. Henderson (eds.). Contributions to West Indian herpetology: a tribute to Albert Schwartz, pp. 51-93. SSAR, New York. *Contr. Herpetol.* 12.
64. Pramuk, J. B., C. A. Hass y S. B. Hedges. 2001. Molecular phylogeny and

- biogeography of West Indian toads (Anura: Bufonidae). *Mol. Phylogenet. Evol.* 20:294-301.
65. Rivalta G., V., A. Sampedro Marin y L. V. Moreno. 2003. Misteriosos pobladores de la naturaleza. En L. Rodríguez Schettino (ed.). *Anfibios y reptiles de Cuba*, pp. 56-63. UPC Print, Vaasa, Finlandia.
  66. Rodríguez, A. y R. Alonso. 2000. Threatened amphibians of Cuba. *Froglog* 37:5-6.
  67. Rodríguez, A. y R. Alonso. 2003. *Eleutherodactylus ronaldi*. Geographic distribution. *Herpetol. Rev.* 34:258.
  68. Rodríguez, A. y R. Alonso. 2003. *Eleutherodactylus tetajulia*. Geographic distribution. *Herpetol. Rev.* 34:258.
  69. Rodríguez, A. y R. Alonso. 2003. Ranas arborícolas. En L. Rodríguez Schettino (ed.). *Anfibios y reptiles de Cuba*, pp. 10-19. UPC Print, Vaasa, Finlandia.
  70. Rodríguez, A. y R. Alonso. 2003. Ranas diminutas. En L. Rodríguez Schettino (ed.). *Anfibios y reptiles de Cuba*, pp. 50-55. UPC Print, Vaasa, Finlandia.
  71. Rodríguez, A. y R. Alonso. 2009. *Eleutherodactylus leberi* (NCN). Clutch size and parental care. *Herpetol. Rev.* 40:204.
  72. Roming, U. 1993. Zur Biologie und Haltung des Kuba-Laubfrosches – ein Zuchtbericht. *Elaphe* (neue Folge) 1:16-18.
  73. Ruibal, R. 1959. *Bufo gundlachi*, a new species of Cuban toad. *Breviora* 105:1-14.
  74. Ruiz, F. N. 1987. *Anfibios de Cuba*. Científico-Técnica, La Habana, 70 pp.
  75. Sampedro Marin, A. V. Rivalta G. y L. M. Díaz. 2003. Ranas acuáticas y ribereñas. En L. Rodríguez Schettino (ed.). *Anfibios y reptiles de Cuba*, pp. 38-43. UPC Print, Vaasa, Finlandia.
  76. Schmidt, K. P. 1920. Some new and rare amphibians and reptiles from Cuba. *Proc. Linnean Soc. New York* 33:1-8.
  77. Schwartz, A. 1958. Four new frogs of the genus *Eleutherodactylus* (Leptodactylidae) from Cuba. *Amer. Mus. Nov.* 1873:1-20.
  78. Schwartz, A. 1959. A new species of frog of the *Eleutherodactylus ricordi* group from Central Cuba. *Amer. Mus. Nov.* 1926:1-16.
  79. Schwartz, A. 1959. A new species of toad, *Bufo cataulaciceps*, from the Isla de Pinos and western Cuba. *Proc. Biol. Soc. Washington* 72:109-120.
  80. Schwartz, A. 1960. Nine new Cuban frogs of the genus *Eleutherodactylus*. *Reading Public Mus. Art Gallery Sci. Publ.* 11:1-50.
  81. Schwartz, A. 1960. The large toads of Cuba. *Proc. Biol. Soc. Washington* 73:45-56.
  82. Schwartz, A. 1965. A new Cuban *Eleutherodactylus* of the *auriculatus* group. *Herpetologica* 21:27-31.
  83. Schwartz, A. y R. W. Henderson. 1991. Amphibians and reptiles of the West Indies. Descriptions, distributions, and natural history. University of Florida Press, Gainesville, xvi + 720 pp.
  84. Schwartz, A. y R. Thomas. 1975. A check-list of West Indian amphibians and reptiles. *Carnegie Mus. Nat. Hist. Special Publ.* 1:1-216.
  85. Schwartz, A., R. Thomas y L. D. Ober. 1978. First supplement to a check-list of West Indian amphibians and reptiles. *Carnegie Mus. Nat. Hist. Special Publ.* 5:1-35.
  86. Silva Taboada, G. 1988. Sinopsis de la espeleofauna cubana. Científico Técnica, La Habana, 144 pp.
  87. Tschudi, J. J. Von. 1838. Classification der Batrachier, mit berucksichtigung der fossilen Thiere dieser Abtheilung der Reptilien. Petitpierre, Neuchatel.
  88. Valdés, A. 1989. Notas sobre *Sminthillus limbatus* (Cope). *Caribb. J. Sci.* 25:96-98.
  89. Valdés, A. y F. Ruiz. 1980. Consideraciones sistemáticas sobre *Bufo longinasus* (Anura: Bufonidae) de Cuba y descripción de una nueva subespecie. *Poeyana* 206:1-34.
  90. Viña Dávila, N. 1995. Zoogeografía de la Sierra Maestra occidental. Tesis de Doctorado, Centro Oriental de Ecosistemas y Biodiversidad, Santiago de Cuba.
  91. Vogel, Z. 1965. Herpetologische Beobachtungen auf Kuba (IV). Froschfang auf Kuba. *Aquarien Terrarien* 12:420-422.

**Apéndice 3.I****Fuentes de información utilizadas en el trabajo (Continuación)**Colecciones que aportaron datos

Institución	País	Acrónimo	Ejemplares*
Centro Oriental de Ecosistemas y Biodiversidad	Cuba	BSC.H	901
Instituto de Ecología y Sistemática	Cuba	CZACC	248
Museo Nacional de Historia Natural de Cuba	Cuba	MNHNCu	345
Museo “Charles T. Ramsden”, Universidad de Oriente	Cuba	--	5
Academy of Natural Sciences of Philadelphia	EE. UU.	ANSP	33
American Museum of Natural History	EE. UU.	AMNH	834
Florida Natural History Museum	EE. UU.	FLNHM	38
Illinois Natural History Amphibian & Reptile Collection	EE. UU.	INHS	39
Kansas University, Natural History Museum	EE. UU.	KU	171
Los Angeles County Museum	EE. UU.	LACM	3
Museum National d’Histoire Naturelle	Francia	MNHN	13
Museum of Comparative Zoology	EE. UU.	MCZ	101
Museum of Vertebrate Zoology	EE. UU.	MVZ	10
San Diego Natural History Museum, Herpetology	EE. UU.	SDNHM	21
United States National Museum	EE. UU.	USNM	582
University of Michigan	EE. UU.	UMMZ	29

\* Representa el número de ejemplares de los que se obtuvo información utilizada en la tesis.



## CAPÍTULO 4

### RIQUEZA Y ABUNDANCIA DE ANFIBIOS EN HÁBITATS NATURALES Y ANTROPIZADOS DE LOS MACIZOS MONTAÑOSOS DE LA REGIÓN ORIENTAL DE CUBA

#### INTRODUCCIÓN

La composición y riqueza de especies de las comunidades de anfibios tropicales responden a gradientes de factores naturales como precipitaciones (Duellman 1988, Lee 1993), altitud (Lynch y Duellman 1980, Fauth *et al.* 1989) y tipo y estructura de la vegetación (Crump 1971, Gascon 1991). Esta sensibilidad de los anfibios a la variación ambiental natural sugiere que también pueden ser afectados negativamente por alteraciones en sus hábitats naturales (Blaustein *et al.* 1994, Pearman 1997), como la deforestación y la agricultura, las que también han sido consideradas entre las cuatro causas principales del cambio drástico del paisaje de las islas (Fosberg 1983).

Durante mucho tiempo han existido dudas sobre la compatibilidad de las prácticas forestales y la conservación de la biodiversidad, debido a que la calidad del hábitat puede ser degradada en paisajes boscosos con un manejo intensivo inadecuado. Cuantificar los efectos del manejo de los bosques sobre los anfibios ofrece una visión directa de los efectos de la tala a escalas espaciales reducidas o pequeñas (Golstein *et al.* 2005). Igualmente, entender como los hábitats naturales son influenciados por la tala de madera es vital para la toma de decisiones de las personas involucradas en el manejo (Golstein *et al.* 2005).

Ciertos tipos de hábitats, como los bosques tropicales, soportan un gran número de especies en un área relativamente pequeña, y como consecuencia, la pérdida de estos parches de hábitat puede tener un efecto desmesurado sobre la biodiversidad local. Además, cualquier alteración regional (por ejemplo, tala de árboles) modifica el clima local, lo que convierte a dichos parches de hábitat en refugios micro-climáticos. Consecuentemente, la identificación de hábitats con alta diversidad biológica y alta susceptibilidad a la extirpación

local son de gran importancia para la conservación (Golstein *et al.* 2005). También, el conocimiento de cómo los anfibios responden a un paisaje antropizado es de vital importancia en los momentos actuales dado que la destrucción y fragmentación de los hábitats es una de las primeras causas de declinación mundial en este grupo (Schlaepfer y Gavin 2001).

Desde el punto de vista ecológico, los anfibios juegan un papel clave en la mayoría de los ecosistemas donde habitan. Constituyen parte de la alimentación de muchas especies de mamíferos, aves, reptiles, otros anfibios y arácnidos de Cuba (Sampedro *et al.* 1985, Torres *et al.* 1985, Abreu y de la Cruz 1988, Henderson y Crother 1989, Kirkconnell *et al.* 1992, Armas 2001, Fong y Blanco 2002, Fong 2004). Al mismo tiempo, se alimentan de un gran número y diversidad de invertebrados (revisión en Schwartz y Henderson 1991), integrándose activamente a las cadenas tróficas de los biomas donde viven con una eficiente transformación de alimentos en energía, mejorando el flujo de energía general y el ciclo de nutrientes en los ecosistemas acuáticos y terrestres (Lips *et al.* 2001).

Los planteamientos anteriores reflejan la importancia de los anfibios dentro de la fauna cubana y su relevancia dentro de los ecosistemas cubanos. Sin embargo, son escasos los estudios sobre los efectos de la modificación del paisaje natural sobre este grupo, y estudios que determinen si la actividad humana sobre los hábitats naturales de Cuba ejerce alguna influencia negativa sobre las comunidades de anfibios que en ellos habitan, aun cuando se conoce que el 63.2% del territorio cubano presenta un uso agrícola en la actualidad y la cobertura boscosa del archipiélago cubano ha variado grandemente durante los últimos años (Vales *et al.* 1998, Vilamajó *et al.* 2002)

Partiendo de todo lo anteriormente planteado el presente capítulo pretende analizar los efectos que producen los cambios en el uso de los suelos por la actividad humana sobre la fauna de anfibios en los macizos montañosos de la Región Oriental de Cuba, los cuales poseen una alta diversidad específica en anfibios y en los cuales se han producido modificaciones a los hábitats naturales para su uso en la agricultura. También es objetivo el identificar patrones en las respuestas de las especies de anfibios ante cambios en el uso de los suelos en los bosques de estas montañas.

### ÁREA DE ESTUDIO

El trabajo se realizó en ocho localidades de los macizos montañosos Sierra Maestra y Sagua-Baracoa, ubicados dentro de la Región Oriental de Cuba (Fig. 1). Estos macizos coinciden con las subregiones homónimas del "Mapa de Regiones Naturales y Antrópicas" de Nuñez *et al.* (1989) y las descripciones de Viña Bayés (1998, 2000). Para mayor información sobre estas áreas ver el capítulo 2 de este trabajo. A cada localidad se le asignó el nombre de un poblado o accidente geográfico cercano, sus características principales se describen a continuación:

1. **Pico Caracas:** Se encuentra en el macizo Sierra Maestra, a una altitud de 1 045 a 1 100 m snm, entre las coordenadas 19°58'57"N, 77°01'09"W y 19°58'02"N, 77°00'00"W (Fig. 1). Se trabajó en un hábitat natural y uno antropizado: bosque pluvial montano (Capote y Berazaín 1984, Reyes 2006) y vegetación ruderal (ver Apéndice 4.I para características de los hábitats). Los muestreos se realizaron entre el 1ro y el 5 de abril de 2005.
2. **Turquino:** Situada en la Sierra Maestra, se encuentra alrededor del acceso al Pico Turquino por la vertiente norte, a una altitud de 1 100 m snm, entre las coordenadas 20°00'52"N, 76°53'27"W y 20°00'17"N, 76°50'10"W (Fig. 1). Se escogió como hábitat natural el bosque pluvial (Capote y Berazaín 1984, Reyes 2006) y la vegetación ruderal como hábitat antropizado (Apéndice 4.I). El trabajo de campo se realizó del 5 al 8 de abril de 2005.
3. **La Bayamesa:** Se encuentra en la Sierra Maestra, situada a una altitud de 1 350 m snm, entre las coordenadas 20°04'01"N, 76°36'08"W y 20°02'37"N, 76°35'06"W (Fig. 1). En esta localidad se trabajó en un bosque pluvial montano (Capote y Berazaín 1984, Reyes y Acosta 2005b) como hábitat natural. Las modificaciones antrópicas estuvieron representadas por cafetal y pastizal (Apéndice 4.I). Los muestreos se llevaron a cabo entre el 16 y el 25 de junio de 2003.
4. **La Tabla:** Situada en la Sierra Maestra, a una altitud de 465 m snm, entre las coordenadas 20°12'28"N, 76°24'42"W y 20°11'37"N, 76°23'43"W (Fig. 1). En este sitio toda la vegetación original de bosque semideciduo ha sido transformada de una u otra forma por la actividad humana, así que no pudo trabajarse un hábitat natural y solo se seleccionaron tres hábitats antropizados: cafetal, cultivo y pastizal (Apéndice 4.I). Los muestreos se realizaron entre el 11 y el 21 de abril de 2000.
5. **La Gran Piedra:** Situada en la Sierra Maestra, entre las coordenadas 20°00'40"N, 75°37'44"W y 20°00'08"N, 75°36'28"W (Fig. 1), con una altitud de 1 150 m snm. El hábitat natural estuvo representado por un bosque pluvial (Capote y Berazaín 1984, Reyes 2006), las modificaciones antrópicas fueron cultivo, pastizal y vegetación ruderal (Apéndice 4.I). El trabajo de campo se realizó entre el 26 y el 30 de mayo 2003.
6. **Piedra La Vela:** También en el macizo Sagua-Baracoa, con una altitud de 680 m snm y situado entre las coordenadas 20°27'01"N, 74°58'11"W y 20°26'59"N, 74°58'07"W (Fig. 1). El hábitat natural fue un bosque siempreverde mesófilo (Capote y Berazaín 1984, Reyes y Acosta 2005a), las modificaciones antrópicas fueron una plantación forestal y un pastizal (Apéndice 4.I). El trabajo de campo se realizó entre los días 4 al 14 de diciembre de 1997.

7. **Arroyo Bueno:** Situada en el macizo montañoso Sagua-Baracoa, entre los  $20^{\circ}26'51''\text{N}$ ,  $74^{\circ}49'00''\text{W}$  y los  $20^{\circ}26'08''\text{N}$ ,  $74^{\circ}48'05''\text{W}$  (Fig. 1), con una altitud de 200 m snm. El hábitat natural estuvo representado por un bosque pluvial (Capote y Berazaín 1984, Reyes y Acosta 2005a), los hábitats antropizados trabajados fueron cafetal, plantación forestal, pastizal y la vegetación ruderal del poblado de Arroyo Bueno (Apéndice 4.I). Los muestreos se realizaron entre el 27 de mayo y el 4 de junio de 2002.
8. **Sabana:** En el macizo montañoso Sagua-Baracoa, entre las coordenadas  $20^{\circ}18'17''\text{N}$ ,  $74^{\circ}17'14''\text{W}$  y  $20^{\circ}16'17''\text{N}$ ,  $74^{\circ}14'35''\text{W}$  (Fig. 1), a una altitud de 200 m snm. La vegetación natural estuvo representada por un bosque semidecíduo mesófilo (Capote y Berazaín 1984, Reyes en prensa), los hábitats antropizados fueron un cafetal y un pastizal (Apéndice 4.I). El trabajo de campo se realizó entre los días 10 al 21 de abril de 1998.

Las localidades se seleccionaron teniendo en cuenta que conservaran áreas de bosques

naturales al mismo tiempo que algunas zonas del mismo hubieran sido transformadas por la acción humana. Se escogieron sitios dentro de los núcleos fundamentales (mayor extensión y mejor conservados) de los bosques de los macizos montañosos de la Región Oriental de Cuba. También se consideró que estuvieran relativamente aisladas entre ellas y que ocuparan la mayor extensión posible dentro de los macizos, muestreando los extremos altitudinales de los mismos al incluir localidades montañosas y pre-montañosas, con el propósito de tener una buena representación del área de estudio, permitiendo que los muestreos consideraran la amplitud ecológica de estas montañas.

Se situaron tres localidades dentro de la Sierra del Turquino (La Bayamesa, Turquino, Pico Caracas) con el objetivo de tener un mayor muestreo del núcleo boscoso de mayor extensión de los macizos orientales, constituyendo también los bosques situados a mayor altitud en todo el país, todo lo cual le confiere características únicas en cuanto a funcionamiento y biodiversidad en general.

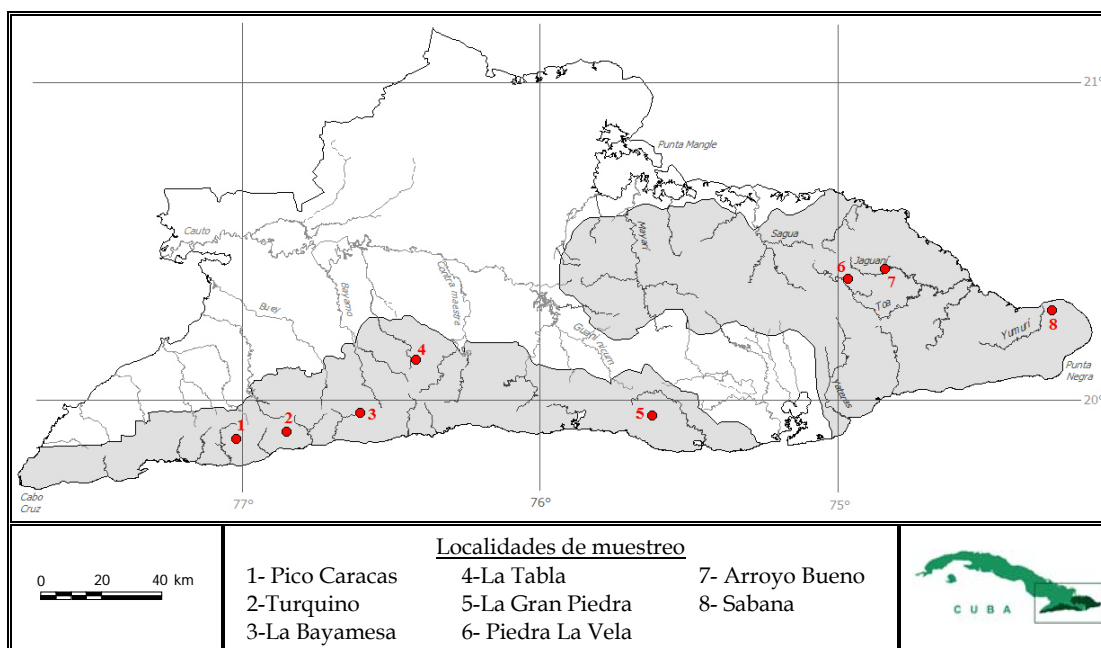


Fig. 1. Ubicación de los macizos montañosos (en gris) y las localidades de muestreo.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Hábitats muestreados

En este capítulo se utiliza el término “hábitat” para designar a las diferentes variantes de cambios en el uso de los suelos (hábitats antropizados) así como a los tipos de bosques (hábitats naturales), teniendo en cuenta que los conceptos más aceptados y generalizados definen al hábitat como el lugar donde un organismo desarrolla sus actividades vitales, siendo un espacio o región bien delimitado físicamente, que consta de un conjunto de elementos físico-químicos y bióticos (Odum 1986, Begon *et al.* 2006).

Además, se sigue la clasificación de Capote y Berazaín (1984) y Vales *et al.* (1998), quienes denominan “bosques” a las formaciones vegetales naturales arbóreas de Cuba. El concepto de “bosques” utilizado en la tesis incluye las formaciones vegetales perennifolias y subperennifolias según la clasificación de Reyes (2006, en prensa).

Para el trabajo se escogieron los bosques debido a su gran extensión dentro del territorio cubano, siendo la formación vegetal natural con mayor cobertura en la isla (21 091 km<sup>2</sup> según Vales *et al.* 1998), además de que los bosques tropicales lluviosos contienen más de la mitad de las especies que viven sobre la tierra y su destrucción es considerada la principal amenaza para la mayoría de las especies de vertebrados del mundo (Primack *et al.* 2001).

Para realizar el estudio se seleccionaron tres tipos de bosques considerando el interés especial de cada uno de ellos para la conservación en Cuba, teniendo en cuenta los criterios mencionados a continuación (para conocer la extensión original y actual de los bosques se utilizó la metodología explicada más adelante).

- Bosques pluviales: es la formación vegetal boscosa de mayor diversidad y endemismo faunístico en el país, en especial dentro de los macizos montañosos estudiados. Un número considerable de los anfibios cubanos habitan en este tipo de bosque y

varias de esas especies solo viven en esta vegetación.

- Bosques siempreverdes: es uno de los bosques de mayor extensión en Cuba (Vales *et al.* 1998). Fue el bosque con mayor cobertura original en los macizos montañosos trabajados (García *et al.* 1989), pero ha sido uno de los más impactados al punto de que perdió el 88% de su cobertura original.
- Bosques semidecíduos: Este bosque ocupa el segundo lugar en extensión dentro del territorio cubano (Vales *et al.* 1998). Fue el otro tipo de bosque con mayor cobertura original en los macizos montañosos trabajados (García *et al.* 1989), pero también fue impactado por la actividad antrópica, lo que provocó que perdiera el 89% de su cobertura original.

En cada localidad de trabajo se escogieron varios tipos de hábitats, generalmente uno natural que conserva la vegetación boscosa original y el cual será denominado como hábitat natural o vegetación natural, y uno o varios hábitats antropizados (o hábitats con modificaciones antrópicas) y los cuales representan los cambios en el uso de los suelos producidos por el hombre en las áreas de bosques: sembrados de café, plantaciones forestales, pastizales, cultivos y vegetación ruderal.

Se escogieron estos tipos de cambios en el uso de los suelos siguiendo tres criterios: 1) son los cambios producidos por las actividades antrópicas más comunes dentro de estos macizos montañosos, 2) son los hábitats antropizados de mayor extensión dentro del área de estudio, 3) se incluyen los cambios en el uso de los suelos que mayores modificaciones desarrollan sobre el hábitat boscoso original. La minería a cielo abierto cumple con los criterios anteriores y es una de las actividades que mayores cambios provoca a la vegetación original, pero decidimos no incluirla en este trabajo ya que por las características del nuevo paisaje que crea y su extensión dentro de los macizos, amerita un análisis independiente.

Para este trabajo se consideró como “vegetación ruderal” a la vegetación que se establece en terrenos yermos, alrededores de edificaciones, caminos, carreteras y ruinas (según el criterio de Vales *et al.* 1998), por lo que en esta clasificación se ha incluido toda la vegetación de los bordes de caminos y carreteras, de los jardines y patios de las casas de campo y algunos pequeños parches de cultivos de viandas y vegetales que aparecieron intercalados entre los anteriores, pero que generalmente estaban abandonados y no eran atendidos por los campesinos (otras características en el Apéndice 4.I).

Como “cultivos” se consideraron aquellas parcelas de sembrados de viandas y hortalizas mantenidas por sus dueños y con una atención cultural activa durante el período de trabajo, situadas en patios de viviendas o en las fincas de los campesinos. Estos sembrados estuvieron conformados en La Tabla por cultivos de maíz y frijol con algunas plantas de yuca, plátano y tomate. El sembrado de La Gran Piedra era de plátano, caña de azúcar, malanga, boniato, yuca y algunas plantas aisladas de naranja y fruta bomba (otras características de este tipo de hábitat en el Apéndice 4.I).

Los cafetales y las plantaciones forestales son también cultivos atendidos por el hombre, sin embargo en esta tesis se han separado como hábitats diferentes debido a que cada uno presenta peculiaridades en la estructura de la vegetación, las condiciones abióticas y particularmente en la fauna que habita en ellos, que ameritan que sean analizados como entidades separadas.

Los cafetales estudiados se caracterizaron por estar bajo sombra, aprovechando las especies de árboles nativos para aportar la sombra (especialmente *Gliricidia sepium* (Jacq.) Kunth ex Walp.). Con excepción del cafetal de La Bayamesa, el resto tenía una atención cultural activa en el momento de los muestreos y todos se encontraban en etapas maduras de crecimiento, de manera que tenían recogida de frutos en los meses de producción (otras características de este tipo de hábitat en el Apéndice 4.I).

Como plantaciones forestales se escogieron dos cultivos de *Talipariti elatum* (Sw.) Fryxell (Majagua), aunque con algunos árboles de *Calophyllum antillanum* Britt. (Ocuje). Se encontraban también individuos aislados de *Carapa guianensis* Aubl. (Najesí) y *Zanthoxylum martinicense* (Lam.) DC. (Ayúa) (otras características de este tipo de hábitat en el Apéndice 4.I).

Los pastizales trabajados fueron áreas generalmente pequeñas donde toda la vegetación original fue eliminada para la siembra de viandas, la que se abandonó después de producir durante varios años y pasó a ser utilizada para pastorear y alimentar ganado ovino o caprino. La mayoría de los pastizales estudiados estaban en uso para el pastoreo del ganado en los momentos de los muestreos. Todos estaban cubiertos de gramíneas y tenían arbustos y árboles aislados (otras características en Apéndice 4.I).

Las áreas representativas de los diferentes hábitats se escogieron de manera que estuvieran situadas lo más cerca posible, muchas veces contiguas unas a otras y con variaciones mínimas en altitud y pendiente, para evitar que las diferencias en este factor u otros como la temperatura, humedad relativa, precipitaciones, entre otros, influyeran en las características de la fauna de anfibios presentes en cada hábitat.

### Métodos de muestreo

La mayoría del trabajo de campo se realizó entre los años 2002 al 2005, solo tres muestreos fueron hechos en los años 1997, 1998 y 2000. La toma de datos se realizó en meses incluidos dentro del período lluvioso en cada macizo montañoso (Abril a Octubre en la Sierra Maestra según Viña Dávila 2000 y Puente 2001; Octubre a Enero y Mayo en las cuencas de los ríos Toa y Duaba según Reyes y Acosta 2005a) para hacer coincidir el muestreo con los períodos de mayor abundancia en los anfibios y al mismo tiempo disminuir la posible variabilidad en los datos debido a diferencias en la actividad de los organismos muestreados entre períodos lluviosos y poco lluviosos.

Para la toma de datos se utilizó una búsqueda libre (Campbell y Christman 1982, Corn y Bury 1990), también conocida como Registro de Encuentros Visuales (Crump y Scott 1994, Lips *et al.* 2001), en la cual los observadores caminan por el área seleccionada durante un período de tiempo variable, buscando anfibios sistemáticamente (Crump y Scott 1994). Este método está recomendado para determinar la riqueza de especies de un área, su composición específica y para estimar abundancias relativas de las especies (Crump y Scott 1994).

Esta técnica de muestreo fue seleccionada debido a la diversidad de microhábitats y de hábitos de vida de las especies a trabajar, que de otra forma obligaría al empleo de diferentes métodos cuyos resultados no serían comparables. Utilizando la búsqueda libre pueden muestrearse especies arborícolas, de suelo y semi-acuáticas al mismo tiempo, además de estar recomendada para la evaluación rápida de grandes áreas boscosas (Crump y Scott 1994), como es el caso del presente estudio. Esta técnica es superior a la búsqueda en transectos porque permite detectar una mayor riqueza y abundancia relativa, ya que se consideran todos los individuos visibles de las especies, evitando así dejar fuera las especies raras (Gutiérrez *et al.* 2004). La limitación de esta técnica para el muestreo de especies que viven en la copa de los árboles (Crump y Scott 1994) fue reducida combinando en los muestreos la búsqueda visual con la búsqueda auditiva.

Se utilizó una búsqueda con intensidad media (Crump y Scott 1994), donde se buscaron individuos en todos los microhábitats posibles: suelo, hojarasca, bajo rocas y troncos caídos, en troncos y ramas de arbustos, sobre la superficie de las hojas, en el agua de ríos y arroyos, en bromelias y entre la vegetación hasta donde alcanzó la vista de los observadores. Se anotaron los ejemplares vistos o escuchados, aclarando la forma de detección del ejemplar.

En cada hábitat se realizaron varias búsquedas en áreas diferentes (para evitar el conteo doble de los ejemplares), tratando de cubrir la mayor área posible del hábitat. Se realizaron de 2 a 11 réplicas por hábitat, en dependencia de su

extensión y complejidad estructural (en un único hábitat se hizo una sola réplica). Las búsquedas fueron realizadas por dos observadores (el autor y un asistente) una sola vez en el día (entre las 08:00 h y las 12:00 h) y una sola vez en la noche (entre las 20:00 h y las 24:00 h). Los muestreos dentro de una localidad se realizaron bajo condiciones climáticas similares, evitando momentos de lluvia o neblina fuerte. A cada localidad se le dedicaron entre 4 y 12 días de trabajo, en dependencia del número de hábitats a muestrear y su extensión, dedicando entre uno y tres días al trabajo en cada hábitat.

Los dos observadores hicieron el mismo recorrido juntos, de cada individuo observado se anotó especie, hora de observación y microhábitat. Además se anotaron la hora de inicio y terminación de la búsqueda, las condiciones climáticas y los datos generales del área muestreada. Las especies no detectadas durante los muestreos con búsqueda libre, pero vistas en otros momentos dentro de ese hábitat fueron incluidas en la lista, aunque no se estimó su abundancia relativa.

Para disminuir posibles sesgos en los muestreos debido a diferencias en la fisonomía estructural de la vegetación de los distintos hábitats, se utilizaron localizaciones auditivas además de las visuales, participando siempre dos observadores experimentados y con el mismo grado de entrenamiento para aumentar la probabilidad de detección, realizando muestreos con intensidad intermedia sin tiempo limitado, de forma que cada área fue revisada exhaustivamente, incluso en los hábitats más densos y "difíciles".

### Análisis de los datos

Como riqueza de especies se utilizó el número de especies de cada hábitat muestreado, la que constituye la forma más simple y más común de medir la biodiversidad (Hayek 1994, Moreno 2001). Se utilizó la riqueza de especies debido a su facilidad de interpretación, su amplio uso en estudios de los efectos ambientales sobre comunidades de anfibios y

su utilización en determinar prioridades de conservación (Pearman 1997).

Para determinar si los inventarios en cada tipo de hábitat fueron lo suficientemente representativos, se utilizaron tres métodos diferentes y complementarios: el cálculo de tres estimadores no paramétricos basados en el número de especies raras (Chao 2, Jackknife 1 y Bootstrap, según Colwell y Coddington 1994), el número de especies predichas por el intervalo de confianza superior (al 95%) de las curvas de acumulación producidas con la función analítica Mao Tau (Mao *et al.* 2005) y la pendiente final de la función acumulativa que describe el aumento en el número de especies a medida que aumenta el esfuerzo de muestreo (Hortal y Lobo 2005). Se utilizó la fórmula "riqueza observada / riqueza estimada x 100" para representar la relación entre el valor más alto de riqueza de especies obtenido por cualquiera de los cuatro estimadores calculados (Chao 2, Jackknife 1, Bootstrap o Mao Tau) y la riqueza observada (Pineda y Lobo 2009). Los estimadores de riqueza de especies se obtuvieron con el programa EstimateS 8.0 (Colwell 2005).

La abundancia relativa se estimó a partir del número de individuos observados o escuchados de cada especie con respecto al esfuerzo de captura, datos que fueron transformados al número de individuos por hora (ind/h) para estandarizar la información entre todas las unidades de muestreo. Como abundancia relativa total de un hábitat se consideró el total de individuos observados o escuchados, independientemente de la especie, y se dividió entre el tiempo de búsqueda en el hábitat.

Se calculó un índice de dominancia para cada hábitat mediante la fórmula de Berger-Parker según Magurran (1988):

$$D = N_{\max} / N$$

donde  $N_{\max}$  es el número de individuos en la especie más abundante y  $N$  es el total de individuos de todas las especies. Este índice tiene en cuenta la representatividad de las especies con mayores valores de importancia (abundancia) y expresa cuan dominantes son

dichas especies dentro del hábitat (Moreno 2001). Un incremento en el valor de este índice se interpreta como una disminución en la equitatividad.

La abundancia relativa de cada hábitat se comparó mediante el análisis de varianza no paramétrico de Kruskal-Wallis (Sokal y Rohlf 1995). Se analizó la correlación entre riqueza de especies, abundancia relativa total y las características de la vegetación y la hojarasca a través del índice de correlación por rangos de Spearman (Sokal y Rohlf 1995). Se utilizaron estas pruebas debido a que los datos no cumplieron los requerimientos de normalidad (comprobado mediante la prueba de Kolmogorov-Smirnov y la representación gráfica).

Para conocer la extensión original y actual de los bosques se utilizaron los mapas de Vegetación Potencial (García *et al.* 1989) y de Vegetación Actual del Nuevo Atlas Nacional de Cuba (Capote *et al.* 1989). Estos mapas se digitalizaron y se incorporaron al programa ArcGis, utilizándolas para calcular la extensión en kilómetros cuadrados de cada tipo de vegetación, tanto para la Vegetación Original como para la Actual. Estos valores fueron llevados a porcentajes, calculando la extensión perdida de cada tipo de vegetación mediante la resta del valor actual al original.

## RESULTADOS

### Riqueza de especies

Se encontraron 20 especies de anfibios en el total de los hábitats trabajados. Con el esfuerzo de muestreo aplicado se logró detectar una proporción adecuada de las especies presentes en cada hábitat (en todos los casos superior al 75% de las especies estimadas). La pendiente final de la función acumulativa describiendo el aumento en el número de especies a medida que aumenta el esfuerzo de muestreo fue siempre inferior a 0.1 (promedio =  $0.029 \pm 0.040$  SD, 0.000-0.088). Por lo tanto, puede considerarse que todos los hábitats fueron muestreados adecuadamente (según los criterios de Hortal y Lobo 2005).

Los estimados de riqueza de especies indicaron que para toda el área de trabajo se observó el 87% o más de las especies presentes. El mayor valor de riqueza de especies estimado fue de 23 para toda el área (Tabla 1), tres especies más que el número observado durante la tesis. En

cada hábitat por separado se observó el 81% o más de las especies, aunque los estimados por el método de Jackknife consideran la posibilidad de un mayor número de especies en los cafetales (Tabla 1).

**Tabla 1.** Riqueza de especies de anfibios observada y estimada en hábitats naturales y antropizados de ocho localidades de la Región Oriental de Cuba. Entre paréntesis se muestra la proporción de las especies observadas con respecto a los estimados.

	Especies observadas	Estimadores de riqueza de especies			
		Mao Tau	Chao 2	Jackknife 1	Bootstrap
Bosques	17	21 (0.81)	18 (0.94)	20 (0.85)	18 (0.94)
Cafetales	13	16 (0.81)	14 (0.93)	17 (0.76)	16 (0.81)
Plantaciones	4	4 (1.00)	4 (1.00)	4 (1.00)	4 (1.00)
Vegetaciones ruderales	15	16 (0.94)	15 (1.00)	18 (0.83)	17 (0.88)
Todos los hábitats	20	23 (0.87)	20 (1.00)	22 (0.91)	21 (0.95)

En seis de siete localidades la vegetación natural fue la de mayor riqueza de especies en comparación con los hábitats antropizados (Tabla 2). La única excepción fue Turquino, donde la riqueza de especies fue similar en la vegetación ruderal y en el bosque pluvial. Las vegetaciones ruderales presentaron los valores de riqueza de especies más altos después de los bosques (Tabla 2).

Los cafetales siguieron a las vegetaciones ruderales en el número de especies, pero sin llegar a alcanzar los valores de este hábitat o

del hábitat natural y en los casos donde no se muestreó vegetación ruderal, los cafetales fueron el segundo hábitat en cuanto a riqueza de especies (Tabla 2). En las seis localidades en que se muestrearon pastizales, no se encontraron especies de anfibios en ellos. Los cultivos solo soportaron una especie (Tabla 2), la misma en los dos sitios donde se trabajaron; que también estuvo presente en las dos plantaciones forestales muestreadas, aunque en estas también habitan algunas otras especies compartidas con el hábitat natural.

**Tabla 2.** Riqueza de especies en hábitats naturales y antropizados de ocho localidades de los macizos montañosos de la Región Oriental de Cuba. “-” indica que no se muestreó ese tipo de hábitat en la localidad.

Localidad	Hábitat natural	Plantación Forestal	Vegetación			
			Cafetal	ruderal	Cultivo	Pastizal
Arroyo Bueno	9 <sup>1</sup>	3	5	5	-	0
Piedra La Vela	5 <sup>2</sup>	2	-	-	-	0
Sabana	5 <sup>3</sup>	-	1	-	-	0
La Tabla	-	-	6	-	1	0
La Bayamesa	7 <sup>1</sup>	-	3	-	-	0
Turquino	8 <sup>1</sup>	-	-	8	-	-
Pico Caracas	8 <sup>1</sup>	-	-	4	-	-
La Gran Piedra	8 <sup>1</sup>	-	-	6	1	0

1-Hábitat natural=Bosque pluvial, 2-Hábitat natural=Bosque siempreverde, 3-Hábitat natural=Bosque semidecduo.



La pérdida de especies en los hábitats antropizados representó el 50% o más de las especies del hábitat natural, solo en Turquino la pérdida representó el 12.5% de las especies presentes en el bosque pluvial (Tabla 3).

En la mayoría de los hábitats antropizados se incorporó una especie que no se encontraba en

el hábitat original (Tabla 3). Las excepciones fueron los pastizales, donde además de perderse el 100% de las especies del hábitat original no se incorporó ninguna nueva y la vegetación ruderal en La Gran Piedra, donde se incorporaron dos especies no presentes en el hábitat natural (Tabla 3).

**Tabla 3.** Porcentaje de pérdida de especies en los hábitats antropizados con respecto al hábitat natural de siete localidades de los macizos montañosos de Cuba Oriental. Entre paréntesis se muestra el número de especies que no estaban presentes en el hábitat natural.

	Plantación Forestal	Cafetal	Vegetación ruderal	Cultivo	Pastizal
Arroyo Bueno	77.8 (1)	55.5 (1)	66.7 (1)	-	100.0 (0)
Piedra La Vela	60.0 (0)	-	-	-	100.0 (0)
Sabana	-	80.0 (0)	-	-	100.0 (0)
La Bayamesa	-	71.4 (1)	-	-	100.0 (0)
Turquino	-	-	12.5 (1)	-	-
Pico Caracas	-	-	62.5 (1)	-	-
La Gran Piedra	-	-	50.0 (2)	100.0 (1)	100.0 (0)

El número de especies por hábitat tuvo una correlación alta y significativa con la abundancia de la hojarasca, la cobertura vegetal y la altura del dosel (Tabla 4). Hábitats con una capa de hojarasca bien desarrollada, con alta cobertura arbórea y arbustiva y mayor

altura del dosel presentaron las mayores riquezas específicas, mientras que hábitats con poca o ninguna hojarasca, cobertura herbácea bien desarrollada y poca cobertura arbórea y arbustiva, como los pastizales, tuvieron un menor número de especies (o ninguna especie).

**Tabla 4.** Valores de los coeficientes de correlación entre número de especies/abundancia relativa y profundidad de la hojarasca (PH), cobertura de hojarasca (CH), cobertura arbórea (CA), cobertura herbácea (CB) y altura del estrato arbóreo (AA) en 22 hábitats de siete localidades de los macizos montañosos de la Región Oriental de Cuba. \* = significativo para  $p < 0.05$ , \*\* = significativo para  $p < 0.01$ .

	PH	CH	CA	CB	AA
Número de especies	0.83**	0.70**	0.69**	-0.63**	0.65**
Abundancia relativa total	0.63**	0.55**	0.56**	-0.52*	0.52*

Los datos de la vegetación y la hojarasca se exponen en el Apéndice 4.I.

### Abundancia relativa

Los hábitats de mayor abundancia relativa total fueron las vegetaciones ruderales y las plantaciones forestales, seguidos por los bosques pluviales (Tabla 5, Fig. 2). La plantación forestal de Piedra La Vela se separa de este grupo de hábitats por su menor valor

de abundancia relativa total, aunque este fue superior al del hábitat natural en dicha localidad. También la vegetación ruderal de Arroyo Bueno se separa de este patrón por tener un valor de abundancia más bajo que el resto, pero menor que el valor del bosque en esta localidad.

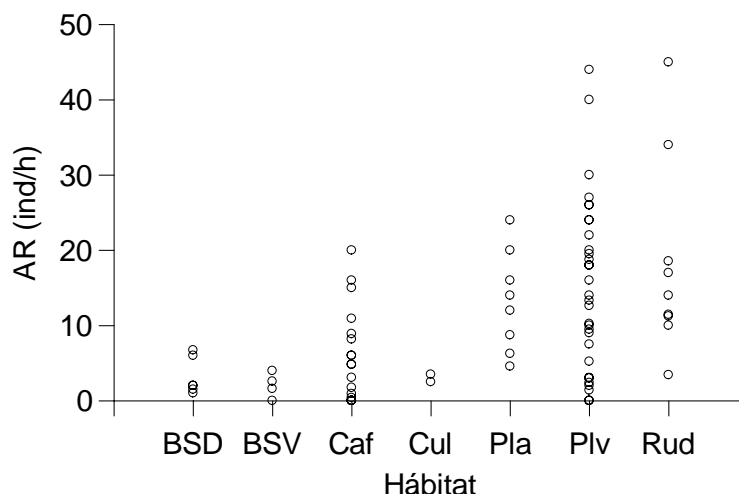


Fig. 2. Valores de abundancia relativa (AR) obtenidos en cada tipo de hábitat trabajado. BSD= Bosque semideciduo, BSV= Bosque siempreverde, Caf= Cafetal, Cul= Cultivo, Pla= Plantación forestal, Plv= Bosque pluvial, Rud= Vegetación ruderal.

En este grupo de hábitats los valores extremos se obtuvieron en Turquino, donde tanto la vegetación ruderal como el bosque pluvial presentaron la mayor abundancia relativa de todos los hábitats analizados. El resto de los hábitats de este grupo presentaron valores de abundancia entre 9.50 y 19.33 ind/h (Tabla 5, Fig. 2). No se encontraron diferencias significativas entre los valores de abundancia relativa de las vegetaciones ruderales, las plantaciones forestales y los bosques (Kruskal-Wallis:  $H=0.54$ ,  $p=0.76$ ,  $N=51$ ).

La abundancia de los cafetales y los cultivos fue siempre menor que la de los bosques pluviales ( $H=9.74$ ,  $p=0.008$ ,  $N=55$ ), pero similar a la del bosque siempreverde y el semideciduo ( $H=0.81$ ,  $p=0.85$ ,  $N=31$ ). La disminución en abundancia en los cafetales no fue equivalente entre todos: en Sabana se obtuvo el menor valor de abundancia de los cuatro cafetales estudiados, además de tener el menor valor absoluto de este parámetro, mientras que en La Tabla y La Bayamesa se obtuvieron valores relativamente altos (Tabla 5, Fig. 2). Los dos cultivos tuvieron abundancias relativas totales bajas y similares entre sí.

Tanto el bosque siempreverde como el bosque semideciduo tuvieron valores de abundancia relativa más bajos que los de los bosques pluviales ( $H=10.16$ ,  $p=0.006$ ,  $N=44$ ) e incluso

más bajos que las vegetaciones ruderales, las plantaciones forestales y los cafetales ( $H=15.94$ ,  $p=0.001$ ,  $N=27$ ). El bosque siempreverde presentó el segundo valor absoluto más bajo de todos los hábitats trabajados, siendo también su valor menor que el del hábitat antropizado estudiado en la localidad (Tabla 5). El bosque semideciduo tuvo una abundancia relativamente baja, pero su valor fue mayor que el hábitat antropizado (cafetal) trabajado en la localidad (Tabla 5).

La abundancia total en los diferentes hábitats estuvo correlacionada con varios parámetros de la estructura de la vegetación y la hojarasca (Tabla 4). La tendencia más notable es que hábitats con menos hojarasca, menor cobertura de árboles y arbustos, y dosel más bajo, tuvieron menor abundancia relativa total.

Los cafetales tuvieron índices de dominancia con valores superiores al hábitat natural (Tabla 5), producto al menor número de especies con respecto a los bosques, combinado con la dominancia en número de individuos de una sola de las especies. Esas especies dominantes en el cafetal también tuvieron mayor abundancia en este hábitat que en el bosque. El cafetal de Sabana tuvo un índice de dominancia particularmente alto debido a la presencia de una sola especie (Tabla 5).

**Tabla 5. Abundancia relativa total (AR, expresada en ind/h) y valores del índice de dominancia (D) de hábitats naturales y antropizados en los macizos montañosos de la Región Oriental de Cuba. "N" representa el número de réplicas en cada hábitat.**

	AR	N	D
<u>Bosque</u>			
Arroyo Bueno <sup>1</sup>	13.38	9	0.59
La Bayamesa <sup>1</sup>	14.83	2	0.39
Turquino <sup>1</sup>	25.00	3	0.68
Pico Caracas <sup>1</sup>	9.50	9	0.60
La Gran Piedra <sup>1</sup>	13.02	11	0.52
Piedra La Vela <sup>2</sup>	2.00	4	0.33
Sabana <sup>3</sup>	4.80	6	0.39
<u>Vegetación ruderal</u>			
Arroyo Bueno	7.33	2	0.55
Turquino	31.00	2	0.38
Pico Caracas	15.00	2	0.48
La Gran Piedra	19.33	3	0.46
<u>Plantación forestal</u>			
Arroyo Bueno	18.50	4	0.70
Piedra La Vela	6.70	4	0.62
<u>Cafetal</u>			
Arroyo Bueno	5.50	8	0.82
Sabana	0.29	2	1.00
La Tabla	7.54	6	0.40
La Bayamesa	6.84	3	0.67
<u>Cultivo</u>			
La Tabla	3.33	1	1.00
La Gran Piedra	3.00	2	1.00

1-Hábitat natural=Bosque pluvial, 2-Hábitat natural=Bosque siempreverde, 3-Hábitat natural=Bosque semideciduo.

Los altos valores del índice de dominancia de los dos cultivos trabajados estuvieron dados por la presencia de solo una especie en cada uno (Tabla 5).

Las vegetaciones ruderales presentaron índices de dominancia intermedios, pero con valores inferiores a los hábitats naturales (Tabla 5). Estos hábitats antropizados tuvieron menor número de especies que los bosques, pero las diferencias en el número de individuos entre las especies no fueron muy grandes, no existiendo una marcada dominancia de ninguna de las especies. Entre todas las vegetaciones ruderales se separa la de

Turquino, la que tuvo un valor de dominancia inferior al resto (Tabla 5).

Las dos plantaciones forestales trabajadas tuvieron valores de dominancia altos y superiores a los valores del hábitat natural en cada localidad, producidos por la combinación de un menor número de especies y la dominancia absoluta de solo una de ellas (Tabla 5).

La abundancia relativa de las especies varió por tipos de hábitats: un grupo de especies fue más abundante en el bosque, otro grupo fue más abundante siempre en los hábitats antropizados y un tercer grupo de especies fue

más abundante en el bosque en algunas localidades y en otras fueron más abundante en los hábitats antropizados (Tabla 6).

Dos especies, *Eleutherodactylus limbatus* y *E. maestrensis*, solo utilizaron los bosques naturales, no encontrándose en ninguno de los tipos de hábitats antropizados estudiados (Tabla 6). Por el contrario, *E. varleyi* y *Osteopilus*

*septentrionales*, solo se encontraron en hábitats antropizados y nunca se vieron en el hábitat natural (Tabla 6). Otra especie, *E. leberi*, solo se vio en un hábitat antropizado (Tabla 6), pero no puede especularse más allá debido a que en esta localidad no se muestreó un hábitat natural.

Tabla 6. Abundancia relativa (ind/h) de 20 especies de anfibios en hábitats naturales y antropizados de los macizos montañosos de Cuba Oriental. "--" indica que no se muestreó ese tipo de hábitat en la localidad. El número de réplicas (búsquedas) en cada hábitat se muestra en la Tabla 5.

Localidad	Hábitat natural	Plantación Forestal	Cafetal	Vegetación ruderal	Cultivo	Pastizal
<i>Eleutherodactylus atkinsi</i>						
Arroyo Bueno	0.83	3.50	0.60	0.00	--	0.00
Piedra La Vela	2.00	3.19	--	--	--	0.00
Sabana	1.44	--	0.20	--	--	0.00
Pico Caracas	0.00	--	--	1.00	--	--
<i>Eleutherodactylus auriculatus</i>						
Arroyo Bueno	6.03	0.00	0.00	4.00	--	0.00
Sabana	2.50	--	0.00	--	--	0.00
La Tabla	0.00	--	5.00	--	0.00	0.00
La Bayamesa	x	--	0.00	--	--	0.00
Turquino	1.00	--	--	12.00	--	--
Pico Caracas	6.00	--	--	4.00	--	--
La Gran Piedra	4.80	--	--	8.67	0.00	0.00
<i>Eleutherodactylus cubanus</i>						
Turquino	21.00	--	--	4.50	--	--
Pico Caracas	10.67	--	--	0.00	--	--
<i>Eleutherodactylus cuneatus</i>						
Piedra La Vela	0.20	0.00	--	--	--	0.00
La Tabla	0.00	--	3.00	--	--	0.00
La Bayamesa	0.00	--	2.00	--	--	0.00
Turquino	3.00	--	--	3.50	--	--
Pico Caracas	0.67	--	--	0.00	--	--
La Gran Piedra	5.20	--	--	1.00	0.00	0.00
<i>Eleutherodactylus dimidiatus</i>						
Arroyo Bueno	2.29	0.00	0.00	0.00	--	0.00
Piedra La Vela	0.20	4.70	--	--	--	0.00
La Bayamesa	2.71	--	5.13	--	--	0.00
Turquino	x	--	--	0.00	--	--
Pico Caracas	1.67	--	--	0.00	--	--
La Gran Piedra	19.50	--	--	0.67	0.00	0.00

Tabla 6. Continuación.						
Localidad	Hábitat natural	Plantación Forestal	Cafetal	Vegetación ruderal	Cultivo	Pastizal
<i>Eleutherodactylus glamyrus</i>						
La Bayamesa	3.96	--	0.00	--	--	0.00
Turquino	4.00	--	--	1.50	--	--
<i>Eleutherodactylus guantanamera</i>						
Arroyo Bueno	17.00	13.00	18.00	x	--	0.00
La Gran Piedra	9.20	--	--	5.67		0.00
<i>Eleutherodactylus gundlachi</i>						
Arroyo Bueno	5.00	0.00	0.00	0.00	--	0.00
La Bayamesa	4.48	--	0.00	--	--	0.00
Turquino	8.00	--	--	1.50	--	--
Pico Caracas	3.33	--	--	0.00	--	--
La Gran Piedra	1.60	--	--	0.00	0.00	0.00
<i>Eleutherodactylus intermedius</i>						
La Bayamesa	0.63	--	1.36	--	--	0.00
Turquino	3.00	--	--	1.00	--	--
La Gran Piedra	2.00	--	--			0.00
<i>Eleutherodactylus ionthus</i>						
La Tabla	0.00	--	7.83	--	0.00	0.00
Turquino	0.00	--	--	1.50	--	--
Pico Caracas	1.33	--	--	4.00	--	--
<i>Eleutherodactylus leberi</i>						
La Tabla	--	--	3.33	--	0.00	0.00
<i>Eleutherodactylus limbatus</i>						
Arroyo Bueno	0.63	0.00	0.00	0.00	--	0.00
Piedra La Vela	0.43	0.00	--	--	--	0.00
Sabana	3.36	--	0.00	--	--	0.00
La Gran Piedra	3.67	--	--	0.00	0.00	0.00
<i>Eleutherodactylus maestrensis</i>						
La Bayamesa	2.71	--	0.00	--	--	0.00
<i>Eleutherodactylus melacara</i>						
La Bayamesa	x	--	0.00	--	--	0.00
Turquino	11.50	--	--	5.50	--	--
Pico Caracas	12.67	--	--	6.00	--	--
<i>Eleutherodactylus ricordii</i>						
Arroyo Bueno	1.58	0.00	0.67	0.00	--	0.00
Piedra La Vela	x	0.00	--	--	--	0.00
Sabana	1.44	--	0.00	--	--	0.00
Pico Caracas	0.33	--	--	0.00	--	--
La Gran Piedra	0.24	--	--	0.00	0.00	0.00
<i>Eleutherodactylus ronaldi</i>						
Arroyo Bueno	2.00	0.00	0.00	0.00	--	0.00

Tabla 6. Continuación.						
Localidad	Hábitat natural	Plantación Forestal	Cafetal	Vegetación ruderal	Cultivo	Pastizal
<i>Eleutherodactylus simulans</i>						
Arroyo Bueno	0.00	0.00	0.60	2.00	--	0.00
Sabana	0.48	--	0.00	--	--	0.00
<i>Eleutherodactylus varleyi</i>						
La Tabla	0.00	--	4.50	--	0.00	0.00
La Gran Piedra	0.00	--	--	2.00	0.00	0.00
<i>Bufo taladai</i>						
Arroyo Bueno	2.00	0.00	0.67	0.67	--	0.00
<i>Osteopilus septentrionalis</i>						
Arroyo Bueno	0.00	2.00	0.00	0.67	--	0.00
La Tabla	0.00	--	1.11	--	3.33	0.00
La Gran Piedra	0.00	--	--	1.33	3.00	0.00

## DISCUSIÓN

### Riqueza y abundancia de las especies

Los resultados de este trabajo evidencian una disminución en la riqueza de especies de anfibios cuando se producen cambios en el uso de los suelos por la actividad humana y la vegetación original es transformada en otro tipo de vegetación. Estos resultados eran esperados, ya que en varias comunidades de anfibios del neotrópico se ha observado un fenómeno similar (Vargas y Bolaños 1999, Vargas y Castro 1999, Henderson y Powell 2001, Schlaepfer y Gavin 2001, Vitt y Caldwell 2001, Arroyo *et al.* 2003, Urbina y Londoño 2003, Gutiérrez *et al.* 2004, Pineda *et al.* 2005, Gardner *et al.* 2007).

La pérdida de un grupo de especies en los hábitats antropizados con respecto a los naturales no fue siempre igual, y existieron casos extremos, como los pastizales, en que desaparecieron todos los anfibios que habitaban la vegetación original y casos en que la pérdida en la riqueza fue de una sola especie, pasando por diferentes grados de disminución en el número de especies de anfibios. En los hábitats antropizados se cumple el planteamiento de que comunidades de reciente establecimiento suelen tener menor diversidad que comunidades más viejas (Odum 1986).

Esta variación en la riqueza de especies entre los hábitats antropizados parece deberse a las diferencias en la estructura de la vegetación y las consecuencias que esto trae a los parámetros abióticos del hábitat. Tomando como ejemplo los pastizales, donde se produjo una disminución total en la riqueza de especies, era un hábitat donde no existía estrato arbóreo y el arbustivo era escaso, por lo que no tenía una cobertura continua, a diferencia del hábitat natural, cualquiera que fuera el tipo de bosque. Solo con la pérdida del estrato arbóreo y la disminución del estrato arbustivo se destruye el microhábitat utilizado por los anfibios arborícolas o que en alguna medida lo utilizan, impidiendo la existencia en este hábitat de dichas especies, por ejemplo *Eleutherodactylus ionthus*, *E. guantanamera* y *E. auriculatus*.

Estos mismos factores parecen haber influido en la ausencia de las especies de anfibios del suelo y la hojarasca, no solo por la disminución de microhábitats (por ejemplo, ausencia de troncos caídos y en descomposición, escasa hojarasca), sino también por la dependencia de la humedad y las bajas temperaturas de estas especies. En los pastizales la falta de cobertura vegetal arbórea y la poca cobertura arbustiva permitían una alta insolación y evaporación, con mayores variaciones en las temperaturas con respecto al bosque, condiciones desfavorables a las necesidades de los anfibios

(humedad, bajas temperaturas). El ser ectotermos y tener una epidermis altamente permeable (Duellman y Trueb 1994) hace a los anfibios muy sensibles a estos factores, al igual que a los huevos terrestres de las especies de *Eleutherodactylus*, los que son afectados por las altas temperaturas (Pough *et al.* 1998).

En las dos áreas de cultivo de viandas y hortalizas trabajadas solo se encontró a *Osteopilus septentrionalis* (familia Hylidae), refugiándose entre las hojas de las plantas de plátano (*Musa* spp.), aprovechando su capacidad de trepar y sus hábitos arborícolas (Schwartz y Henderson 1991). Esta especie es capaz de colonizar diferentes tipos de hábitats antropizados, encontrándose incluso donde otras especies de anfibios no pueden sobrevivir (Henderson y Powell 2001). Al parecer, la tala total de la vegetación original, la poca cobertura vegetal y la rotación en los cultivos – donde se elimina toda la vegetación al menos una vez al año– impiden el desarrollo de otros anfibios en este hábitat. Esta baja riqueza de especies estuvo influida también por las condiciones micro-climáticas adversas y la falta de microhábitats. Pearman (1997) también encontró que los hílidos de la amazonía ecuatoriana soportan sin problemas, e incluso son beneficiados, con la antropización.

Las poblaciones de esta especie no parecen ser muy grandes, como lo indicaron los valores de abundancia relativa obtenidos. Es posible que los cultivos solo hayan representado un sitio de refugio temporal para esta especie, la cual tiene que moverse hacia depósitos de agua para reproducirse (Schwartz y Henderson 1991). No obstante, debe tenerse en cuenta que solo se realizaron tres muestreos en dos cultivos, lo que puede ser una limitación en la interpretación de los resultados obtenidos.

Las plantaciones de café trabajadas presentaron entre dos y seis especies de anfibios, valores que pueden considerarse medios o bajos en relación al hábitat natural. De forma similar, Pineda *et al.* (2005) encontraron una reducción sustancial en la diversidad de anuros de plantaciones de café bajo sombra en México. Fong y Viña (1998, 2000) obtuvieron valores variables en el número de especies de reptiles

en cafetales de Cuba Oriental, lo que atribuyeron a las diferencias en la estructura de la vegetación entre los cafetales producto de la mayor o menor atención cultural a que estaban sometidos.

Al menos tres de las plantaciones cafetaleras muestreadas (Arroyo Bueno, Sabana y La Tabla) tuvieron una atención cultural constante durante el período de trabajo. Como resultado, el estrato arbustivo estaba formado casi exclusivamente por las propias plantas de café (*Coffea arabica* L.), por lo que no era muy denso y el estrato herbáceo tendía a ser escaso y de poca altura, estando ausente la hojarasca o en una capa de poco grosor (Apéndice 4.I). La disminución en los microhábitats que se produce en este hábitat es la que debió determinar la presencia de un menor número de especies, unido a la propia actividad humana dentro del cafetal, con el movimiento de personas, el corte de hierbas y la recogida de los frutos.

Las plantaciones forestales muestreadas también presentaron valores de riqueza de especies que pueden considerarse medios a bajos con respecto al hábitat natural de cada localidad, coincidiendo con lo encontrado en Colombia por Gutiérrez *et al.* (2004) y en Brasil por Gardner *et al.* (2007). En forma similar a los cafetales, la disminución en el estrato arbustivo fue notable, quedando el estrato arbóreo constituido solo por los árboles de majagua (*Hibiscus elatus*), que conformaban la plantación. Otro factor que puede haber influido en la pérdida de especies con respecto al hábitat natural es la tala total de la vegetación original, siendo sustituida por la nueva especie vegetal cultivada. Al eliminar todo o la mayor parte del componente vegetal debe haberse eliminado el fondo genético de los anfibios que habitaron originalmente en este hábitat, por lo que el nuevo hábitat impuesto por la actividad humana debe ser recolonizado desde sitios adyacentes.

Si tienen poca influencia humana, las plantaciones forestales pueden desarrollar una serie de nuevos microhábitats con el paso de los años a través de acumulación de hojarasca, materia vegetal descompuesta, troncos caídos y

el crecimiento de un sotobosque (Bennett *et al.* 1980, Gutiérrez *et al.* 2004), lo que pudiera permitir la coexistencia de un mayor número de especies de anfibios mientras más vieja sea la plantación (considerando que no tenga actividad humana en todo ese período). Bennett *et al.* (1980) encontraron que plantaciones de pino sin disturbios durante más de 20 años tenían una diversidad de anfibios comparable a la del bosque original debido aparentemente a la formación de nuevos microhábitats con el paso del tiempo. También Gutiérrez *et al.* (2004) registran similares resultados en una plantación de árboles latifolios de Colombia. Podría especularse que si las plantaciones forestales estudiadas fueran mantenidas sin intervenciones durante varios años, el número de especies de anfibios sería mayor en un tiempo futuro. Estudios en plantaciones forestales más antiguas en estas montañas podrían revelar si este postulado se cumple en plantaciones latifolias de Cuba.

Contrastando con los hábitats anteriormente analizados, en las áreas con vegetación ruderal se observó un número de especies bastante cercano al del hábitat natural de cada localidad. Martínez y Muñoz (1998) y Herrera *et al.* (2004) han registrado mayor riqueza de especies de anfibios y reptiles en México y de *Eleutherodactylus* en Colombia, en áreas de vegetación ruderal con respecto a la vegetación boscosa original.

Los valores de riqueza de especies en las áreas con vegetación ruderal pueden ser considerados como medios o altos con respecto a los de la vegetación original, con un caso en que el número de especies fue el mismo en ambos. Estos resultados deben tener dos causas principales:

- 1- Dentro de vegetación ruderal se incluyó un mosaico de pequeños parches de plantas de jardín, cultivos (plátano, maíz, malanga, ñame, yuca, café), pastizales, y franjas muy estrechas de bosques secundarios, todos entremezclados, lo cual aumentó la diversidad de hábitats y microhábitats, permitiendo la coexistencia de un mayor número de especies, cada una adaptada a

las condiciones del parche de vegetación donde vive.

- 2- Este tipo de hábitat estuvo generalmente conformado por franjas estrechas, por detrás de las cuales y adyacentes a ella se encontraba el hábitat natural, posibilitando el flujo de especies entre el bosque original y la vegetación ruderal, produciendo un efecto de borde. De hecho, alrededor de la mitad de las especies de las vegetaciones ruderales fueron compartidas con el hábitat natural (promedio de similitud= 45.6%). Sin embargo, también existieron especies únicas de la vegetación ruderal, las cuales serán discutidas más adelante.

El mejor ejemplo de lo anteriormente expresado se observa en Turquino, donde la vegetación ruderal tuvo el mismo número de especies que el bosque pluvial. La vegetación ruderal en toda el área trabajada estuvo constituida por franjas situadas a los bordes del trillo de acceso al Pico Turquino, por lo que los individuos podrían moverse de un hábitat al otro fácilmente. Debido a esto, es posible que los ejemplares detectados en la vegetación ruderal fueran individuos que se trasladaban entre el bosque y esta vegetación, de ahí el resultado del mismo número de especies en ambos hábitats.

Las vegetaciones ruderales no solo tuvieron valores de riqueza de especies medios o altos, también presentaron una abundancia relativa total similar, en la mayoría de los casos, a la del hábitat natural. Con menor número de especies, se alcanzaron valores de abundancia iguales o superiores a los del hábitat original, lo que puede deberse a una abundancia de recursos tróficos y estructurales, unida a una disminución en la competencia inter-específica dentro de las vegetaciones ruderales. Esta afirmación puede ser justificada sobre la base de la presencia de tres estratos desarrollados en la vegetación ruderal, una capa de hojarasca y materia vegetal bien formada y condiciones bióticas y abióticas bastante similares a la del hábitat original, proporcionando los recursos anteriormente mencionados. García *et al.* (2005) encontraron una relación directa entre la distribución y abundancia de anuros de



Colombia y varios de los parámetros del hábitat mencionados anteriormente.

Las plantaciones forestales tuvieron menos especies que el hábitat natural pero con valores de abundancia relativa similares. Este comportamiento estuvo dado siempre por la presencia de dos especies dominantes en número de individuos, haciendo el mayor aporte a la abundancia relativa total, y con abundancia relativa mayor en el hábitat antropizado que en el natural. Se cumple aquí el principio ecológico de que sitios alterados y sometidos a presión humana poseen menos especies pero en mayor abundancia que los sitios naturales (Odum 1986).

La mayor abundancia de determinadas especies en los hábitats antropizados puede tener al menos tres explicaciones, que pueden actuar por separado o en conjunto:

- 1- Son especies con requerimientos de hábitat muy específicos -en cuanto a sitios de refugio, alimentación o reproducción, o a condiciones microclimáticas o abióticas en general- que no se encuentran en las zonas boscosas trabajadas. Estas especies debieron haber habitado originalmente en áreas de sabanas o en las pocas áreas abiertas o no boscosas que existieron de manera natural en Cuba. Las vegetaciones antrópicas estudiadas pudieran simular estas condiciones, al menos de manera parcial.
- 2- Especies con mayor capacidad de colonización -por su mayor movilidad o facilidad de adaptación a condiciones nuevas- que colonizan primero que el resto de las especies y/o que sobreviven y se reproducen con mayor éxito en condiciones donde otras especies no pueden hacerlo tan bien.
- 3- Presencia en el hábitat natural de especies competidoras que les impiden alcanzar una mayor abundancia a determinadas especies, las que alcanzan su mayor éxito en los hábitats antropizados donde los competidores están ausentes o menos adaptados.

Aunque el propósito de este trabajo no es conocer cuál de esas explicaciones se aplica en cada caso, es posible realizar algunas consideraciones con respecto a tres especies. La primera es *E. varleyi*, la que solo se encontró en vegetación ruderal y en un cafetal. Schwartz y Henderson (1991) expresan que vive en sitios herbáceos, especialmente donde hay hierba del género *Zoysia*, los machos utilizan las hojas de plantas herbáceas para vocalizar. Los sitios en que estos autores la encontraron son lugares de pastos o césped y coinciden con las observaciones del autor en varias localidades del oriente cubano, todos los cuales se caracterizan por tener una densa cobertura herbácea, pero ninguna cobertura arbórea y muy poca arbustiva. Por tanto, puede suponerse que esta especie tiene adaptaciones para la vida en hábitats con estas características (por ejemplo, sabanas, zonas costeras, etc.), las que no encontró en los bosques naturales, ajustándose a la primera explicación ofrecida.

La segunda especie, *O. septentrionalis*, parece ajustarse a la segunda explicación. Anteriormente se expusieron las amplias capacidades colonizadoras de esta especie, las que se manifiestan en una dieta diversa y oportunista (Meshaka 1996), gran capacidad reproductora (Meshaka 2001) y varias otras características que la hacen una fuerte competidora y magnífica colonizadora (Meshaka 1996, 2001). Puede suponerse que esta especie llegó antes que el resto a las áreas que fueron modificadas y prosperó en ellas, lo que no pudieron lograr otros anfibios con diferencias en los requerimientos de hábitat. Sin embargo, esta es una especie con reproducción acuática, que necesita de sitios con acumulación de agua para reproducirse, por lo que la presencia de cuerpos de agua es un factor a considerar también.

La tercera explicación parece ser la que mejor responde al comportamiento de *E. ionthus*, una especie que se encontró tanto en el hábitat natural como en los antropizados. Sin embargo, la presencia y la abundancia en los bosques naturales parece haber dependido de la presencia de *E. melacara*, una especie con las mismas necesidades de microhábitat (sitio de

vocalización, refugio, altura en la vegetación), similares hábitos y tamaños parecidos (Hedges *et al.* 1992, Díaz *et al.* 2005b, observación personal). Cuando *E. melacara* estuvo presente en una localidad, fue más abundante en el bosque natural, mientras que *E. ionthus* no se encontró en dicho hábitat o su abundancia fue baja. En varias localidades del oriente cubano donde no vive *E. melacara*, *E. ionthus* se encuentra de manera abundante tanto en los hábitats boscosos naturales como en hábitats antropizados.

Esta misma explicación podría aplicarse a *E. auriculatus* ante la presencia de *E. glamyrus*, una especie muy similar en morfología y hábitat (Estrada y Hedges 1997, Díaz *et al.* 2005b, observación personal). En varias localidades *E. auriculatus* utilizó indistintamente el bosque natural y la vegetación ruderal con abundancias generalmente mayores en el bosque. Sin embargo, en Turquino, donde estuvo presente *E. glamyrus*, su abundancia fue baja en el bosque pluvial y muy alta en la vegetación ruderal, lo que podría indicar interacciones competitivas entre las dos especies.

### Patrones de respuesta a los cambios

Los cambios en el uso de los suelos analizados en este trabajo tuvieron efectos diferentes sobre las especies de anfibios estudiados. Estos cambios fueron similares a los registrados por Fong (2007) en los patrones de selección del hábitat de estas especies, los que fueron calculados utilizando los mismos datos de ésta tesis. Por tanto, se considerarán los resultados de selección de hábitat de Fong (2007) en conjunto con los de este estudio para analizar los patrones de respuesta de las especies de anfibios ante los cambios en sus hábitats naturales.

El análisis conjunto de la presencia, abundancia y selección de hábitats por las especies permitió separar tres tipos de respuesta ante la antropización:

1. Especies afectadas por la antropización: 11 especies fueron incapaces de sobrevivir o sus abundancias se vieron reducidas en los

hábitats modificados por la actividad humana, seleccionando siempre el hábitat natural.

2. Especies beneficiadas por la antropización: Cuatro especies solo utilizaron o fueron más abundantes en los hábitats antropizados, prefiriendo estos hábitats y no al bosque natural.
3. Especies indiferentes ante la antropización: Cuatro especies no parecieron verse afectadas ni beneficiadas por las transformaciones de los bosques, ya que su abundancia fue alta en el hábitat natural en algunas localidades, pero en otras su mayor abundancia fue en los hábitats antropizados. Estas especies no mostraron preferencia por ninguno de los hábitats en los que se encontraron, o seleccionaron tanto hábitats naturales como antropizados.

Las especies del primer grupo solo se observaron en el hábitat boscoso, en vegetación ruderal y en cafetales, y pueden ser divididas en tres subgrupos: 1) especies observadas únicamente en el hábitat natural (*E. limbatus* y *E. maestrensis*), 2) especies observadas en bosques y vegetación ruderal, pero con mayor abundancia y con preferencia siempre por el hábitat natural (*E. cubanus*, *E. glamyrus*, *E. gundlachi*, *E. melacara*, *E. ricordii*), 3) especies con preferencia por el hábitat natural, pero que en alguna localidad tuvieron mayor abundancia o seleccionaron hábitats antropizados (*E. cuneatus*, *E. intermedius*, *E. ronaldi*, *B. taladai*).

El segundo grupo de especies estuvo conformado por: 1) especies solo encontradas en hábitats antropizados (*E. varleyi*, *O. septentrionales*), 2) especies observadas en bosques, cafetales y vegetación ruderal, pero con mayor abundancia y preferencia por el hábitat antropizado (*E. auriculatus*, *E. ionthus*).

Las especies del tercer grupo (*E. atkinsi*, *E. dimidiatus*, *E. guantanamera*, *E. simulans*) alternaron su mayor abundancia y preferencia entre el bosque y los hábitats antropizados. *E. dimidiatus* se diferenció de las otras tres especies en que en las dos localidades donde

utilizó hábitats antropizados, prefirió este tipo de hábitat (un cafetal y una plantación forestal), mientras que en las restantes localidades donde se observó, solo utilizó el hábitat natural.

Aunque *E. leberi* solo fue observada en un hábitat antropizado, no se incluyó en ninguno de los grupos debido a que en la localidad donde se observó no se muestreó el hábitat natural.

La existencia de diferencias en las respuestas específicas a los cambios en el uso del suelo en las localidades trabajadas coinciden con los resultados obtenidos por Pearman (1997) y Toral *et al.* (2002), quienes también encontraron diferencias en cómo responden las especies ecuatorianas de anuros, y de *Eleutherodactylus* en particular, a las alteraciones del hábitat.

### Implicaciones para la conservación

Un resultado importante para el manejo de las especies y áreas implicadas en este trabajo es la disminución de la riqueza de especies y la abundancia de muchas de ellas en áreas donde la vegetación original fue transformada por la actividad humana. Esta disminución en diversidad y abundancia indica que aunque varios hábitats antropizados tuvieron cierta similitud con los hábitats naturales, no pudieron duplicar a los bosques nativos. La ausencia de diversidad vegetal, de complejidad estructural y de los invertebrados asociados dificulta su ocupación por algunas especies (Henderson y Powell 2001), las que no toleraron los cambios que genera la actividad humana sobre la vegetación original del lugar.

Por el contrario, el hábitat natural sostuvo la mayor diversidad y una alta abundancia en todos los sitios estudiados. Puede ser que los anfibios estuvieran concentrados en estos hábitats más apropiados que alternaban con las zonas antropizadas, aumentando la importancia de los remanentes boscosos naturales, pues sirven de refugio a las especies que no toleran el desarrollo agrícola-forestal.

Por tanto, la mayor implicación que se puede sacar de este resultado es que si se quiere garantizar la preservación de toda o de la mayor parte de la diversidad de anfibios en los

sitios estudiados, es necesario conservar áreas intactas de bosques naturales en los que la vegetación natural y las condiciones originales de estos hábitats se mantengan.

Un segundo punto a considerar en la conservación es la desaparición total de anfibios en los pastizales. Estas especies fueron incapaces de colonizar este hábitat, o lo colonizaron pero no pueden reproducirse allí, o la supervivencia se vio reducida por falta de condiciones óptimas. Independientemente de las causas, los pastizales se convirtieron en áreas inutilizables por los anfibios en los sitios trabajados. Dos posibles soluciones para el manejo de estas áreas serían mantener en un mínimo necesario las zonas convertidas en pastizales y recuperar estas áreas mediante la siembra de especies vegetales que resistan las nuevas condiciones creadas y que, aunque no aseguren la recuperación de la totalidad de las especies, al menos garanticen la supervivencia de algunas de ellas.

Varias especies presentaron valores de abundancia relativa en los hábitats antropizados mayores o similares a los del hábitat natural. Esto fue muy común en las vegetaciones ruderales, las que en muchos casos tuvieron mayor abundancia total que los bosques. Sin embargo, debe tenerse precaución, porque a pesar de la elevada abundancia, estas áreas podrían representar "hábitats trampa" si la supervivencia en ellos se ve reducida (Delibes *et al.* 2001, Battin 2004). Se necesitarían estudios a largo plazo para conocer el éxito reproductivo y la supervivencia de los anfibios en estos hábitats antropizados y determinar si en estas características se comportan de manera similar a los hábitats originales.

Otro elemento a considerar es la respuesta individual de cada especie ante los cambios en la vegetación original. Por ejemplo, el único hílido incluido en el estudio solo utilizó y fue más abundante en los hábitats antropizados, por lo que puede suponerse que no se vio afectada o hasta pudo ser favorecida por la modificación de los bosques. En contraste, la mayoría de las especies de *Eleutherodactylus* prefirieron o usaron exclusivamente hábitats

naturales y se vieron afectados por la alteración de la vegetación natural.

Aún dentro del género *Eleutherodactylus* se encontraron comportamientos diferentes entre las especies, las cuales pueden ser favorecidas o afectadas por la antropización del hábitat natural. Este aspecto debe tenerse en cuenta en la planificación de la conservación de estas áreas, considerando la gran diversidad del género *Eleutherodactylus* en Cuba y en el Caribe (Hedges 2009) que puede aumentar las combinaciones de respuestas ante la antropización y hacer más complejos los esfuerzos para su preservación. Todo lo anterior parece confirmar el planteamiento de Schlaepfer y Gavin (2001) de que los anuros explotan combinaciones únicas de condiciones ecológicas y tienen distintas funciones ecológicas, por lo que no son intercambiables entre sí. Por tanto, un estudio enfocado a la conservación debería analizar cada especie o grupo de especies por separado.

Según el mapa de Vegetación Potencial de Cuba (García *et al.* 1989) los bosques de diferentes tipos constituían el 85.5% de la vegetación de los macizos montañosos de la Región Oriental de Cuba. Sin embargo, en la actualidad la vegetación boscosa solo ocupa el 42.7% de la superficie de estas montañas (según el mapa de Vegetación Actual de Capote *et al.* 1989) debido a la pérdida del 42.8% de los bosques originales. Los pastizales y los cultivos han desplazado a la vegetación original en el 35.5% de la superficie de este territorio.

Considerando estos resultados, las 11 especies que prefirieron o tienen mayor abundancia en los bosques han disminuido a la mitad su área de distribución original, lo que significa una afectación importante en las poblaciones de estas especies. Esta afectación es mayor en las dos especies (*E. maestrensis* y *E. limbatus*) estrictas de bosques, las que no sobreviven en otros tipos de hábitats.

Por el contrario, las especies en las que alguno de los tipos de vegetación secundarios estudiados es importante para su supervivencia, deben haber aumentado su área de distribución en un 45% (según el mapa de

Vegetación Actual de Capote *et al.* 1989) con respecto a la vegetación original de estos macizos. En especial, *E. varleyi* y *O. septentrionalis*, que tuvieron mayor abundancia y prefirieron cultivos y vegetaciones ruderales, pueden haber expandido su distribución en un 35% con respecto a la original (área que ocupan los pastos y cultivos en la actualidad según el mapa de Vegetación Actual de Capote *et al.* 1989).

Un grupo de especies presentan una mayor importancia desde el punto de vista de la conservación, teniendo en cuenta su selección por el hábitat natural, su incapacidad de explotar hábitats con alto grado de antropización y su distribución geográfica. Las dos especies con mayor importancia desde este punto de vista fueron *E. limbatus* y *E. maestrensis*, las que no se encontraron en otros hábitats que no fueran los naturales. Es de especial interés la segunda especie debido a su distribución geográfica restringida, ya que hasta ahora solo se conoce de los alrededores de Pico La Bayamesa (Díaz *et al.* 2005a, b).

Otro grupo de especies con importancia en la conservación son *E. cubanus*, *E. glamyrus*, *E. gundlachi*, *E. melacara*, *E. ricordii* y *E. intermedius*, las que solo se observaron en el hábitat natural y en la vegetación ruderal, aunque las dos últimas también utilizan cafetales. En general estas especies mostraron preferencia por el bosque y no parecen soportar las afectaciones producidas por los cambios en el uso de los suelos, con excepción de las vegetaciones ruderales, que como ya se explicó tienen características especiales en los sitios trabajados. Aunque *E. melacara* no mostró selección por ninguno de los hábitats en las dos localidades en que se estudió, se incluye en este grupo ya que solo se observó en bosque y vegetación ruderal, siendo más abundante en el primero.

Las seis especies del grupo anterior tienen una distribución geográfica limitada a los macizos montañosos de la Región Oriental de Cuba, lo que aumenta su importancia en la conservación, pero tres de estas especies poseen mayor interés debido a que su distribución se circunscribe a la Sierra del

Turquino (sensu Núñez *et al.* 1989): *E. cubanus*, *E. glamyrus* y *E. melacara*.

Estas especies, afectadas negativamente por los cambios de hábitat, deben tener el mayor riesgo de extirpación local debido a que los efectos negativos de la antropización podrían reducir la probabilidad de dispersión entre parches de áreas naturales y a que los parches naturales de poca extensión pudieran soportar solo poblaciones deprimidas con diversidad genética reducida. Consecuentemente, esas poblaciones podrían estar sujetas a un mayor riesgo de extinción por estocasticidad ambiental, eventos demográficos y causas genéticas (Saunders *et al.* 1991).

### LITERATURA CITADA

- Abreu, R. M. y J. de la Cruz. 1988. Algunos datos sobre la alimentación del Almiquí (*Solenodon cubanus*) en vida libre. *Garciana* 10:2-3.
- Armas, L. F. 2001. Frogs and lizards as prey of some Greater Antillean arachnids. *Rev. Ibérica Aracnología* 3:87-88.
- Arroyo, S., A. Jeréz y M. P. Ramírez-Pinilla. 2003. Anuros de un bosque de niebla de la Cordillera Oriental de Colombia. *Caldasia* 25:153-167.
- Battin, J. 2004. When good animals love bad habitats: ecological traps and the conservation of animal populations. *Conserv. Biol.* 18:1482-1491.
- Begon, M., C. R. Townsend y J. L. Harper. 2006. *Ecology. From individuals to ecosystems.* Blackwell Publishing, London, VII + 738 pp.
- Bennet, S. H., J. W. Gibbons y J. Glanville. 1980. Terrestrial activity, abundance and diversity of amphibians in differently managed forest types. *Am. Midl. Nat.* 103:412-416.
- Blaustein, A. R., D. B. Wake y W. P. Sousa. 1994. Amphibian declines: judging stability, persistence, and susceptibility of populations to local and global extinctions. *Conserv. Biol.* 8:60-71.
- Campbell, H. W. y S. P. Christman. 1982. Field techniques for herpetofaunal community analysis. En N. J. Scott (ed.). *Herpetological communities*, pp. 193-200. *Wildl. Res. Rep.* 13. Washington, D.C.
- Capote, R. y R. Berazaín. 1984. Clasificación de las formaciones vegetales de Cuba. *Rev. Jardín Bot. Nac.* 5:1-49.
- Capote, R., N. E. Ricardo, A. V. González, E. E. García, D. Vilamajó y J. Urbino. 1989. Vegetación actual. En E. A. Sánchez-Herrero, J. R. Hernández, E. Propín, E. Buznego, A. C. Lorenzo, M. Mon, A. Azcue *et al.* (eds.). *Nuevo Atlas Nacional de Cuba*, Mapa 1, p. X.1.2-3. Instituto de Geografía, La Habana y Madrid.
- Colwell, R. K. 2005. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples, Version 8.0 (<http://purl.oclc.org/estimates>). University of Connecticut, Storrs, USA. (Revisado el 29 Mayo 2007).
- Colwell, R. K. y J. A. Coddington. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philos. Trans. R. Soc. Lond., Ser. B* 345:101-118.
- Corn, P. S. y R. B. Bury. 1990. Sampling methods for terrestrial amphibians and reptiles. U. S. Department of Agriculture, Forest Service, General Technical Report PNW-GTR-256.
- Crump, M. 1971. Quantitative analysis of the ecological distribution of a tropical herpetofauna. *Occas. Pap. Mus. Nat. Hist. Univ. Kansas* 3:1-62.
- Crump, M. y N. Scott. 1994. Visual encounter surveys. En W. R. Heyer *et al.* (eds.). *Measuring and monitoring biological diversity. Standard methods for amphibians*, pp. 84-92. Smithsonian Institution Press, Washington.
- Delibes, M., P. Gaona y P. Ferreras. 2001. Effects of an attractive sink leading into maladaptive habitat selection. *Am. Nat.* 158:277-285.
- Díaz, L. M., A. Cádiz y N. Navarro. 2005a. A new ground-dwelling frog of the genus *Eleutherodactylus* (Anura: Leptodactylidae) from eastern Cuba, and a reconsideration of the *E. dimidiatus* group. *Caribb. J. Sci.* 41:307-318.
- Díaz, L. M., A. Fong, N. Viña y G. Knell. 2005b. Anfibios y reptiles. En D. Maceira, A. Fong, W. S. Alverson y T. Wachter (eds.). *Cuba: Parque Nacional La Bayamesa. Rapid Biological Inventories Report 13.* The Field Museum, Chicago.

- Duellman, W. E. 1988. Patterns of species diversity in neotropical anurans. *Ann. Missouri Bot. Gard.* 75:97-104.
- Duellman, W. y L. Trueb. 1994. *Biology of Amphibians*. John Hopkins University Press, Maryland, xxi + 670 pp.
- Estrada, A. R. y S. B. Hedges. 1997. A new species of frog from the Sierra Maestra, Cuba (Leptodactylidae, Eleutherodactylus). *J. Herpetol.* 31:364-368.
- Fauth, J. E., B. Crother y J. Slowinski. 1989. Elevational patterns of species richness, evenness and abundance of the Costa Rican leaf-litter herpetofauna. *Biotropica* 21:178-185.
- Fong, A. 2004. *Antillophis andreae* (Black and white racer, Jubito). *Diet. Herpetol. Rev.* 35:57.
- Fong, A. 2007. Selección de hábitats en anfibios de bosques de la Región Oriental de Cuba. Tesis de Maestría, Centro Oriental de Ecosistemas y Biodiversidad (BIOECO), Santiago de Cuba.
- Fong, A. y J. Blanco. 2002. *Anolis smallwoodi* (Chipojo). Food habits. *Herpetol. Rev.* 33:204.
- Fong, A. y N. Viña. 1998. Reptiles de Nipe-Sagua-Baracoa. En N. Viña, A. Fong y D. Maceira (eds.). *Diversidad biológica del macizo montañoso Nipe-Sagua-Baracoa. Informe Parcial*, pp. 956-1007. Santiago de Cuba.
- Fong, A. y N. Viña. 2000. Reptiles de la Sierra Maestra. En N. Viña, A. Fong y D. Maceira (eds.). *Diversidad biológica del macizo montañoso Sierra Maestra. Informe Parcial*, pp. 665-693. Santiago de Cuba.
- Fosberg, F. R. 1983. The human factor in the biogeography of oceanic islands. *C. R. Soc. Biogeogr.* 59:147-190.
- García, E. E., E. del Risco y R. P. Capote. 1989. Vegetación potencial. En E. A. Sánchez-Herrero, J. R. Hernández, E. Propín, E. Buznego, A. C. Lorenzo, M. Mon, A. Azcue et al. (eds.). *Nuevo Atlas Nacional de Cuba*, Mapa 7, p. X.2.1. Instituto de Geografía, La Habana y Madrid.
- García, J. C., F. Castro y H. Cárdenas. 2005. Relación entre la distribución de anuros y variables del hábitat en el sector La Romelia del Parque Nacional Natural Munchique (Cauca, Colombia). *Caldasia* 27:299-310.
- Gardner, T. A., M. A. Ribeiro, J. Barlow, T. C. Ávila-Pires, M. S. Hoogmoed y C. A. Peres. 2007. The value of primary, secondary, and plantation forests for a Neotropical herpetofauna. *Conserv. Biol.* 21:775-787.
- Gascon, C. 1991. Population- and community-level analyses of species occurrences of central amazonian rainforest tadpoles. *Ecology* 72:1731-1746.
- Goldstein, M. I., R. N. Wilkins y T. E. Lacher. 2005. Spatio-temporal responses of reptiles and amphibians to timber harvest treatments. *J. Wildl. Manage.* 69:525-539.
- Gutiérrez, D. L., V. H. Serrano y M. P. Ramírez-Pinilla. 2004. Composición y abundancia de anuros en dos tipos de bosque (natural y cultivado) en la Cordillera oriental colombiana. *Caldasia* 26:245-264.
- Hayek, L. C. A. 1994. Analysis of amphibian biodiversity data. En W. R. Heyer et al. (eds.). *Measuring and monitoring biological diversity. Standard methods for amphibians*, pp. 207-269. Smithsonian Institution Press, Washington.
- Hedges, S. B. 2009. Caribherp: database of West Indian amphibians and reptiles (<http://evo.bio.psu.edu/caribherp/>). Pennsylvania State University, Pennsylvania, USA. (Revisado el 26 Noviembre 2009).
- Hedges, S. B., A. R. Estrada y R. Thomas. 1992. Three new species of *Eleutherodactylus* from eastern Cuba, with notes on vocalizations of other species (Anura: Leptodactylidae). *Herpetol. Monogr.* 6:68-83.
- Henderson, R. W. y B. I. Crother. 1989. Biogeographic patterns of predation in West Indian colubrid snakes. En C. A. Woods (ed.). *Biogeography of the West Indies: past, present and future*. Sandhill Crane Press, Inc., Gainesville, Florida.
- Henderson, R. W. y R. Powell. 2001. Responses by the West Indian herpetofauna to human-influenced resources. *Caribb. J. Sci.* 37:41-54.
- Herrera, A., L. A. Olaya y F. Castro. 2004. Incidencia de la perturbación antrópica en la diversidad, la riqueza y la distribución de *Eleutherodactylus* (Anura: Leptodactylidae) en un bosque nublado del suroccidente colombiano. *Caldasia* 26:265-274.

- Hortal, J. y J. M. Lobo. 2005. An ED-based protocol for optimal sampling of biodiversity. *Biodiversity Conserv.* 14:2913-2947.
- Kirkconnell, A., O. H. Garrido, R. M. Posada y S. O. Cubillas. 1992. Los grupos tróficos en la avifauna cubana. *Poeyana* 415:1-21.
- Lee, J. C. 1993. Geographical variation in size and shape of neotropical frogs: a precipitation gradients analysis. *Occas. Pap. Mus. Nat. Hist. Univ. Kansas* 163:1-20.
- Lips, K. R., J. K. Reaser, B. E. Young y R. Ibáñez. 2001. Amphibian monitoring in Latin America: a protocol manual / Monitoreo de Anfibios en América Latina: Manual de protocolos. *SSAR Herpetological Circular* 30, 116 pp.
- Lynch, J. D. y W. E. Duellman. 1980. The Eleutherodactylus of the Amazonian slopes of the Ecuadorian Andes (Anura: Leptodactylidae). *Misc. Publ. Univ. Kansas, Mus. Nat. Hist.* 68:1-236.
- Magurran, A. E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, New Jersey, 179 pp.
- Mao, C. X., R. K. Colwell y J. Chang. 2005. Estimating species accumulation curves using mixtures. *Biometrics* 61:433-441.
- Martínez, C. R. y A. A. Muñoz. 1998. La herpetofauna de la Reserva El Ocote, Chiapas, México: Una comparación y análisis de su distribución por tipos de vegetación. *Bol. Soc. Herpetol. Mex.* 8:1-14.
- Meshaka, W. E. 1996. Diet and colonization of buildings by the Cuban Treefrog, *Osteopilus septentrionalis* (Anura: Hylidae). *Caribb. J. Sci.* 32:59-63.
- Meshaka, W. E. 2001. The Cuban treefrog in Florida: life history of a successful colonizing species. University Press of Florida, Gainesville, Florida.
- Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. *M&T-Manuales y Tesis SEA*, vol. 1. Zaragoza, 84 pp.
- Núñez, A., N. Viña B. y A. Graña. 1989. Regiones naturales-antrópicas. En E. A. Sánchez-Herrero, J. R. Hernández Santana, E. Propín Frejomil, E. Buznego Rodríguez, A. C. Lorenzo Rodríguez, M. Mon León, A. Azcue Berard et al. (eds.). *Nuevo Atlas Nacional de Cuba*, Mapa 6, p. XII.2.1. Instituto de Geografía, La Habana y Madrid.
- Odum, E. P. 1986. *Ecología*. Edición Revol., La Habana, 639 pp.
- Pearman, P. B. 1997. Correlates of amphibian diversity in an altered landscape of Amazonian Ecuador. *Conserv. Biol.* 11:1211-1225.
- Pineda, E. y J. M. Lobo. 2009. Assessing the accuracy of species distribution models to predict amphibian species richness patterns. *J. Anim. Ecol.* 78:182-190.
- Pineda, E., C. Moreno, F. Escobar y G. Halfpeter. 2005. Frog, bat, and dung beetle diversity in the cloud forest and coffee agroecosystems of Veracruz, Mexico. *Conserv. Biol.* 19:400-410.
- Pough, F. H., R. M. Andrews, J. E. Cadle, M. L. Crump, A. H. Savitzky y K. D. Wells. 1998. *Herpetology*. New Jersey, USA, 577 pp.
- Primack, R., R. Rozzi, F. Massardo y P. Feinsinger. 2001. Destrucción y degradación del hábitat. En R. Primack, R. Rozzi, P. Feinsinger, R. Dirzo y F. Massardo (eds.). *Fundamentos de conservación biológica. Perspectivas latinoamericanas*, pp. 183-223. Fondo de Cultura Económica, México D. F.
- Puente, G. 2001. Regionalización climática de los macizos montañosos orientales. En N. Viña, A. Fong y D. Maceira (eds.). *Diversidad biológica de los macizos montañosos orientales*, pp. 14-25. Centro Oriental de Ecosistemas y Biodiversidad (BIOECO), Santiago de Cuba.
- Reyes, O. J. 2006. Clasificación de la vegetación de la Sierra Maestra. *Biodiversidad Cuba Oriental* 8:28-42.
- Reyes, O. J. en prensa. Clasificación de la vegetación de la Región Oriental de Cuba. *Rev. Jardín Bot. Nac.*
- Reyes, O. J. y F. Acosta. 2005a. Vegetación. En A. Fong, D. Maceira F., W. S. Alverson y T. Wachter (eds.). *Cuba: Parque Nacional Alejandro de Humboldt. Rapid Biological Inventories Report 14*. The Field Museum, Chicago.
- Reyes, O. J. y F. Acosta. 2005b. Vegetación. En D. Maceira, A. Fong, W. S. Alverson y T. Wachter (eds.). *Cuba: Parque Nacional La Bayamesa*.

- Rapid Biological Inventories Report 13. The Field Museum, Chicago.
- Sampedro, A., L. Montañez y O. Suárez. 1985. Alimentación de *Rana catesbeiana* en dos zonas de captura de Cuba. *Cien. Biol.* 13:59-66.
- Saunders, D. A., R. J. Hobbs y C. R. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. *Conserv. Biol.* 5:18-32.
- Schlaepfer M. A. y T. A. Gavin. 2001. Edge effects on lizards and frogs in tropical forest fragments. *Conserv. Biol.* 15:1079-1090.
- Schwartz, A. y R. W. Henderson. 1991. Amphibians and reptiles of the West Indies. Descriptions, distributions, and natural history. University of Florida Press, Gainesville, xvi + 720 pp.
- Sokal, R. R. y F. J. Rohlf. 1995. Biometry: The principles and practice of statistic in biological research. W. H. Freeman, San Francisco, 887 pp.
- Toral, E., P. Feinsinger y M. L. Crump. 2002. Frogs and a cloud-forest edge in Ecuador. *Conserv. Biol.* 16:735-744.
- Torres, O., L. Mugica y A. Llanes. 1985. Alimentación de la garza ganadera (*Bubulcus ibis*) en algunas regiones de Cuba. *Cien. Biol.* 13:67-77.
- Urbina, J. N. y M. C. Londoño. 2003. Distribución de la comunidad de herpetofauna asociada a cuatro áreas con diferente grado de perturbación en la Isla Gorgona, Pacífico colombiano. *Rev. Acad. Colomb. Cien. Exactas Fís. Nat.* 27:105-113.
- Vales, M., A. Álvarez, L. Montes y A. Ávila. 1998. Estudio nacional sobre la diversidad biológica en la República de Cuba. CESYTA, S. L., Madrid.
- Vargas, F. y M. E. Bolaños. 1999. Anfibios y reptiles presentes en hábitats perturbados de selva lluviosa tropical en el bajo Anchicayá, Pacífico colombiano. *Rev. Acad. Colomb. Cien. Exactas Fís. Nat.* 23:499-511.
- Vargas, F. y H. Castro. 1999. Distribución y preferencias de microhábitat en anuros (Amphibia) en bosque maduro y áreas perturbadas en Anchicayá, Pacífico Colombiano. *Caldasia* 21:95-109.
- Vilamajó, D., M. A. Vales, R. P. Capote y D. Salabarría. 2002. Estrategia nacional para la diversidad biológica y plan de acción en la República de Cuba. Editorial Academia, Ciudad de La Habana, 88 pp.
- Viña Bayés, N. 1998. Caracterización geográfica. En N. Viña, A. Fong y D. Maceira (eds.). *Diversidad biológica del macizo montañoso Nipe-Sagua-Baracoa. Informe Parcial*, pp. 5-27. Santiago de Cuba.
- Viña Bayés, N. 2000. Caracterización geográfica. En N. Viña, A. Fong y D. Maceira (eds.). *Diversidad biológica del macizo montañoso Sierra Maestra. Informe Parcial*, pp. 4-16. Santiago de Cuba.
- Viña Dávila, N. 2000. Elementos significativos del relieve y aspectos sociales. En N. Viña, A. Fong y D. Maceira (eds.). *Diversidad biológica del macizo nontañoso Sierra Maestra. Informe Parcial*, pp. 23-32. Santiago de Cuba.
- Vitt, L. J. y J. P. Caldwell. 2001. The effects of logging on reptiles and amphibians of tropical forests. En R. A. Fimbel, A. Grajal y J. Robinson (eds.). *The cutting edge*, pp. 239-260. Columbia University Press, New York.



**Apéndice 4.I****Área (ha) y características de la vegetación y la hojarasca de los hábitats trabajados**

Localidad/ Hábitat	Área	PH	AA	CA	CB	CH	CJ
<b>Arroyo Bueno</b>							
Pluvisilva	10.0	6.85	35	100	50	65	100
Cafetal	10.7	0	25	100	75	75	27,5
Reforestado	12.4	1,27	15	100	25	62,5	100
Ruderal	4.5	0,25	12	25	50	50	5
Pastizal	2.3	0	0	0	25	100	0
<b>Piedra La Vela</b>							
BSV	33.41	5	20	90	35	90	100
Reforestado	8.08	3	15	90	35	90	100
Pastizal	5.05	0	0	0	75	100	0
<b>Sabana</b>							
BSD	21.76	2	25	97	45	90	90
Cafetal	20.31	0	15	85	100	5	5
Pastizal	10.20	0	10	10	70	100	100
<b>La Bayamesa</b>							
Pluvisilva	11.4	6,6	25	95	50	65	100
Cafetal	4.7	4,6	10	85	90	95	100
Pastizal	16.3	0	0	0	25	100	0
<b>Turquino</b>							
Pluvisilva	10.33	6,5	25	95	50	65	100
Ruderal	12.08	3	10	50	90	75	25
<b>Pico Caracas</b>							
Pluvisilva	2.8	7,4	25	95	50	65	100
Ruderal	1.9	0,75	15	12,5	40	50	12,5
<b>Gran Piedra</b>							
Pluvisilva	7.8	3,86	15	90	55	65	96
Ruderal	9.3	0,75	0	50	50	75	7,5
Cultivo	4.3	0	5	7,5	50	75	0
Pastizal	2.8	0	0	0	25	100	0

PH= Profundidad de la hojarasca (cm), AA= Altura del estrato arbóreo (m), CA= Cobertura arbórea (%), CB= Cobertura arbustiva (%), CH= Cobertura herbácea (%), CJ= Cobertura de hojarasca (%), BSV= Bosque siempreverde, BSD= Bosque semideciduo



## CAPÍTULO 5

## MODELOS PREDICTIVOS DE LA DISTRIBUCIÓN DE ANFIBIOS EN LOS MACIZOS MONTAÑOSOS DE LA REGIÓN ORIENTAL DE CUBA

## INTRODUCCIÓN

Los anfibios son componentes importantes de la biodiversidad y ocupan posiciones clave en la mayoría de los ecosistemas donde habitan, pero generalmente no son considerados en planes de conservación. En las últimas décadas los anfibios se han convertido en uno de los centros de interés en la biodiversidad a nivel global debido a las declinaciones y extinciones que han experimentado en muchos sitios del mundo (Blaustein y Kiesecker 2002, Stuart *et al.* 2004). Esto los convierte en buenos candidatos para la construcción de modelos de distribución geográfica que puedan contribuir a su conservación.

La fauna de anfibios de Cuba es una de las más diversas de las Antillas, con una elevada proporción en el número de especies endémicas, todas enfrentándose a un alto grado de amenaza. Con estas características, se hace cada vez más urgente la identificación y conocimiento de los patrones de distribución de las especies. Sin embargo, en los momentos actuales no se conoce apropiadamente la distribución de muchos de sus taxones, de los cuales se tiene un conocimiento limitado, y el área de varias especies puede ser más extensa de lo que muestran los registros disponibles (Díaz y Cádiz 2008).

Por otra parte, los datos sobre la distribución de las especies están disponibles en muchos casos solo en la forma de mapas de áreas de distribución, los que son también conocidos como “extensión de la presencia” (i.e. “extent of occurrence” según IUCN 2001, 2009), o sea, el límite exterior del área donde una especie puede ser encontrada (Gaston 1991). Sin embargo, la mayoría de las especies no utilizan todo ese territorio, por lo que se pierde la información más detallada sobre el área que realmente ocupa la especie (Rondinini *et al.* 2005), la que se denomina “área de ocupación” (i.e. “area of occupancy” según IUCN 2001,

2009). Los mapas de distribución en la forma de extensión de la presencia son de uso limitado en conservación ya que tienen altos errores de comisión, es decir incluyen áreas donde la especie no habita en realidad, afectando los estimados del grado de protección, por ejemplo dentro de un sistema de áreas protegidas, y resultando en la selección de áreas de conservación donde no está presente la especie (Loiselle *et al.* 2003, Boitani *et al.* 2008).

Para muchos sitios del mundo escasean los registros de presencia de la inmensa mayoría de las especies, por lo que la información sobre su distribución es inadecuada para muchas aplicaciones. Una vía de solucionar este problema es el uso de modelos de distribución que intentan predecir la probabilidad de presencia de las especies como una función de un grupo de predictores ambientales (Elith *et al.* 2006). Las áreas geográficas que cumplen en teoría las condiciones ambientales requeridas representan su distribución potencial, mientras que las áreas realmente habitadas por la especie representan su distribución realizada (Soberón y Peterson 2005, Phillips *et al.* 2006, Jiménez-Valverde *et al.* 2008).

Los métodos de modelación de la distribución pueden dividirse en deductivos e inductivos, los cuales pueden utilizarse en conjunto para producir un único mapa de distribución de una especie (Beauvais *et al.* 2006). La modelación deductiva se basa en un conjunto de reglas y descripciones cualitativas provenientes de observaciones de campo, la literatura publicada y la experiencia de expertos calificados, las que describen las relaciones entre las especies y los hábitats y son las bases para la creación del modelo (Corsi *et al.* 2000). Estos modelos pueden ser producidos muy rápidamente y son útiles en casos donde hay muy poca información de distribución, los datos son de poca calidad (antiguos, muestreos no aleatorios y poca confiabilidad) o donde la obtención de

tales datos es costosa (Corsi *et al.* 2000, Guisan y Zimmermann 2000, Arguez *et al.* 2005), haciéndolos atractivos para la planificación de la conservación en áreas grandes con muchas especies (Beauvais *et al.* 2006).

Estas modelaciones siguen un mismo esquema conceptual con ligeras diferencias metodológicas que les han valido nombres diferentes a cada una. Algunas de las más representativas son las hechas para los análisis de vacíos ("Gap Analysis", Scott *et al.* 1993), los índices para hábitats apropiados ("Habitat Suitability Index", USFWS 1981), la selección de hábitats adecuados (Verner *et al.* 1986, Dayton y Fitzgerald 2006), entre otros.

Los métodos inductivos utilizan los registros de distribución de las especies y alguna herramienta estadística para obtener el modelo de distribución. Las capas con los datos de distribución se superponen con las capas ambientales del área de estudio, tomando cada registro de la especie sus respectivos valores ambientales que son modelados por la función estadística seleccionada, proyectando el modelo en toda el área (Beauvais *et al.* 2006).

Dentro de los métodos inductivos, hay dos grandes grupos que se diferencian en la calidad de los datos que necesitan: los métodos que usan datos de presencia/ausencia verdaderas y los que usan datos de presencia solamente (Brotons *et al.* 2004). Las limitaciones materiales muchas veces dificultan una toma de datos sistemáticos e impiden la representación completa de los sitios donde está presente la especie y los sitios donde realmente está ausente. Al mismo tiempo, el incremento en la disponibilidad de grandes cantidades de datos de presencia provenientes de colecciones, bases de datos públicas y la literatura, han impulsado el uso de los métodos de modelación que no requieren datos de ausencia y que aprovechen al máximo la información contenida en los datos disponibles (Pawar *et al.* 2007).

El propósito de este capítulo es obtener modelos predictivos de la distribución de cada una de las especies de anfibios de los macizos montañosos de Cuba Oriental. Para esto, se utilizan dos metodologías que recurren a vías diferentes para crear los modelos a partir del

mismo juego de variables ambientales y similar información sobre las especies. Dentro de la gran cantidad de métodos para la modelación de la distribución de las especies, se seleccionaron un método deductivo y uno inductivo, teniendo en cuenta su amplio uso en la literatura moderna de ecología y conservación, sus posibilidades para ser aplicados en un GIS para construir los mapas de distribución potencial y que fueran capaces de trabajar con los tipos de datos disponibles.

Como método inductivo se utilizó un procedimiento basado en la teoría de la Entropía Máxima, considerado uno de los más certeros para la modelación con datos de presencia solamente (Beauvais *et al.* 2006). Las evaluaciones en diferentes condiciones de modelación y con varias especies han demostrado su robustez en modelaciones con datos de solo-presencia, produciendo resultados confiables con tamaños de muestra pequeños (Elith *et al.* 2006, Hernández *et al.* 2006, Phillips *et al.* 2006, Pearson *et al.* 2007). Las comparaciones realizadas han probado que MaxEnt supera a otras técnicas tradicionales y es considerado uno de los métodos de modelación más precisos entre todos los disponibles en la actualidad (Elith *et al.* 2006, Hernández *et al.* 2006).

El método deductivo utilizado es un tipo de clasificación de hábitats idóneos para la presencia de una especie donde la opinión de los expertos tiene un gran peso en la identificación y clasificación de las relaciones entre las especies y los hábitats. Se basa en el esquema conceptual utilizado por diferentes autores para la modelación de la distribución geográfica de vertebrados (e. g. USFWS 1981, Scott *et al.* 1993, Ministry of Environment, Lands and Parks 1999, Boone y Krohn 2000, Rondinini *et al.* 2005, Dayton y Fitzgerald 2006, Boitani *et al.* 2008), aunque con las particularidades propias del grupo tratado y del área de trabajo seleccionada. Este método ya había sido utilizado con éxito para modelar especies de vertebrados en diferentes áreas bajo las condiciones cubanas (Viña Dávila 1995, 2000, Rodríguez Santana *et al.* 2001, Viña Dávila *et al.* 2001).

El propósito final es utilizar los resultados obtenidos con dos técnicas diferentes para obtener las áreas de coincidencia en las predicciones de distribución mediante la combinación de los modelos individuales, las que conformarían el modelo de distribución potencial de cada especie. Este enfoque permite aprovechar las ventajas de las dos metodologías, disminuyendo las limitaciones de una con la complementación de la otra, y creando modelos predictivos con mayor precisión y exactitud. Estos nuevos modelos obtenidos a partir del uso de dos metodologías serán utilizados para la detección de las áreas de riqueza de especies de anfibios en estas montañas, meta que será alcanzada más adelante en esta tesis.

### ÁREA DE ESTUDIO

Para el presente trabajo se ha tomado como macizos montañosos Sagua-Baracoa y Sierra Maestra a las subregiones homónimas que se encuentran ubicadas dentro de la Región Oriental de Cuba, según el “Mapa de Regiones Naturales y Antrópicas” de Nuñez *et al.* (1989) y los criterios de Viña Bayés (1998, 2000). Para mayor información sobre estas áreas ver el capítulo 2 de esta tesis.

### MATERIALES Y MÉTODOS

#### Datos de las especies

La información sobre las especies fue obtenida a partir de las mismas tres fuentes utilizadas para la composición de especies (ver capítulo 3 de este trabajo): revisión bibliográfica, revisión de colecciones herpetológicas y trabajo de campo (muestreos no uniformados, observaciones casuales y resultados del capítulo 4 de esta tesis). Una lista completa de todas las fuentes utilizadas se muestra en el Apéndice 3.I del capítulo 3. De cada especie se obtuvo la localidad donde había sido registrada, coordenadas, fecha de colecta, hábitat y microhábitat, otros datos ecológicos de interés y la fuente de donde procedió la información.

#### Variables ambientales

Para las 14 475 cuadrículas de los dos macizos montañosos se compilaron 82 variables topográficas, climáticas y bióticas ensambladas en capas con resolución de 1 km<sup>2</sup> cada una. De estas se seleccionaron solo 51 variables considerando su potencialidad para influir sobre la distribución de los anfibios al constituir medidas indirectas de las características de los hábitats de las especies analizadas y por tanto posibles predictores del nicho ecológico realizado (Guisan y Zimmermann 2000). La mayoría de las variables ambientales fueron cuantitativas o continuas, solo la geología y las regiones naturales fueron categóricas o discretas. La cobertura se concibió como una variable continua (porcentaje de cada tipo de cobertura dentro de la cuadrícula), pero para su uso con la metodología de Clasificación de Hábitats Adecuados (detalles más adelante) fue transformada a un campo discreto utilizando el tipo de cobertura predominante en la cuadrícula, resultando en 24 tipos de cobertura.

Ya que la transformación y fragmentación de los hábitats por la actividad humana están entre los factores más importantes en las extinciones y declinaciones de los anfibios (Blaustein y Kiesecker 2002, Stuart *et al.* 2004, Becker *et al.* 2007) y que varias de las especies de interés en este trabajo presentan alguna asociación con sitios antropizados (ver capítulo 4 de esta tesis y Díaz y Cádiz 2008), se incluyó un grupo de variables ambientales que pudieran reflejar la presencia humana en cada cuadrícula (Tabla 1). Estas variables deben constituir una representación del grado de fragmentación del hábitat original (e. g., caminos y carreteras) y de la extensión de la influencia humana en la celda (e. g., número de casas).

Para detectar co-linealidad potencial entre las variables se calculó el coeficiente de correlación de Pearson (Sokal y Rohlf 1995) entre pares de variables ambientales cuantitativas. Cuando la correlación entre un par de variables fue  $r > |0.70|$  (Johnson *et al.* 2002, Hernández *et al.* 2006), se eliminó una de las dos variables. Este umbral de correlación solo se obtuvo entre

algunas variables climáticas entre sí y con la altitud. Finalmente las variables retenidas fueron Altitud, Precipitación media en período lluvioso, Temperatura mínima media anual y Humedad relativa a las 13:00 horas, las que unidas al resto no correlacionadas hicieron un total de 46 variables predictoras a incluir en el proceso de formulación de los modelos de distribución de ambos macizos (Tabla 1).

Las variables topográficas, sociales y la geología se digitalizaron de las hojas cartográficas 1:50 000 de Cuba (ICGC 1987) y del Nuevo Atlas Nacional de Cuba (Sánchez-Herrero *et al.* 1989), complementándose con mapas y trabajos más recientes (Tabla 1, Apéndice 5.I). Para la cobertura se utilizaron también fotos aéreas, fotos de satélite Landsat TM, y algunos trabajos con mejor resolución en el área de estudio (Tabla 1, Apéndice 5.I).

**Tabla 1. Variables ambientales seleccionadas para la modelación de la distribución de las especies de anfibios. "Fuente" se refiere a la bibliografía o mapa de donde se obtuvieron los datos, los números representan el número de la fuente en el Apéndice 5.I.**

Variable	Descripción	Fuente
Altitud promedio	Expresada en metros	9
Ríos	Longitud total de cauces de ríos en la cuadrícula expresada en cientos de metros	2, 9
Arroyos	Longitud total de cauces de arroyos en la cuadrícula expresada en cientos de metros	2, 9
Cañadas	Longitud total de cauces de cañadas en la cuadrícula expresada en cientos de metros	2, 9
Exposición	Dirección hacia donde está orientada la pendiente principal expresada en grados	9
Carreteras	Longitud total de las carreteras en la cuadrícula expresada en cientos de metros	9
Caminos	Longitud total de los caminos en la cuadrícula expresada en cientos de metros	9
Geología	División en 37 tipos de geología	8, 10, 13
Casas en pueblo	Número de casas asociadas a centros poblados en la cuadrícula	9
Casas aisladas	Número de casas no asociadas a centros poblados en la cuadrícula	9
Precipitación media en período lluvioso (mayo a octubre)	Desde menos de 600 mm hasta más de 1 400 mm	1, 3, 4, 15
Temperatura mínima media anual	Desde menos de 6 hasta más de 12 °C	1, 12, 15
Humedad relativa a las 13:00 horas	Desde menos de 55 hasta más de 80%	1, 11, 15
Regiones naturales	División en 20 áreas geográficas	14, 23, 24
Cobertura (tipos)	División en 24 tipos de cobertura	5, 6, 7, 16-22
Bosque de coníferas	Porcentaje de la cuadrícula ocupada por esta cobertura	5, 6, 7, 16-22
Bosque de foliáceas	Porcentaje de la cuadrícula ocupada por esta cobertura	5, 6, 7, 16-22
Bosque mixto	Porcentaje de la cuadrícula ocupada por esta cobertura	5, 6, 7, 16-22
Bosque mixto sin diferenciar	Porcentaje de la cuadrícula ocupada por esta cobertura	5, 6, 7, 16-22
Café entre bosques	Porcentaje de la cuadrícula ocupada por esta cobertura	5, 6, 7, 16-22
Maleza compacta con espinas	Porcentaje de la cuadrícula ocupada por esta cobertura	5, 6, 7, 16-22

Tabla 1. Continuación.

Variable	Descripción	Fuente
Maleza compacta sin espinas	Porcentaje de la cuadrícula ocupada por esta cobertura	5, 6, 7, 16-22
Mangle	Porcentaje de la cuadrícula ocupada por esta cobertura	5, 6, 7, 16-22
Hierbas y pastos artificiales	Porcentaje de la cuadrícula ocupada por esta cobertura	5, 6, 7, 16-22
Cultivo rotativo	Porcentaje de la cuadrícula ocupada por esta cobertura	5, 6, 7, 16-22
Caña	Porcentaje de la cuadrícula ocupada por esta cobertura	5, 6, 7, 16-22
Vivero	Porcentaje de la cuadrícula ocupada por esta cobertura	5, 6, 7, 16-22
Huertos, frutales y cítricos	Porcentaje de la cuadrícula ocupada por esta cobertura	5, 6, 7, 16-22
Laguna	Porcentaje de la cuadrícula ocupada por esta cobertura	5, 6, 7, 16-22
Embalse	Porcentaje de la cuadrícula ocupada por esta cobertura	5, 6, 7, 16-22
Laguna de decantación	Porcentaje de la cuadrícula ocupada por esta cobertura	5, 6, 7, 16-22
Plátano	Porcentaje de la cuadrícula ocupada por esta cobertura	5, 6, 7, 16-22
Canal	Porcentaje de la cuadrícula ocupada por esta cobertura	5, 6, 7, 16-22
Zanja	Porcentaje de la cuadrícula ocupada por esta cobertura	5, 6, 7, 16-22
Ciudad	Porcentaje de la cuadrícula ocupada por esta cobertura	5, 6, 7, 16-22
Pueblo	Porcentaje de la cuadrícula ocupada por esta cobertura	5, 6, 7, 16-22
Caserío	Porcentaje de la cuadrícula ocupada por esta cobertura	5, 6, 7, 16-22
Pista de aterrizaje	Porcentaje de la cuadrícula ocupada por esta cobertura	5, 6, 7, 16-22
Arena	Porcentaje de la cuadrícula ocupada por esta cobertura	5, 6, 7, 16-22
Café	Porcentaje de la cuadrícula ocupada por esta cobertura	5, 6, 7, 16-22
Yacimientos a cielo abierto	Porcentaje de la cuadrícula ocupada por esta cobertura	5, 6, 7, 16-22
Estanque	Porcentaje de la cuadrícula ocupada por esta cobertura	5, 6, 7, 16-22
Salina	Porcentaje de la cuadrícula ocupada por esta cobertura	5, 6, 7, 16-22
Cocoteros	Porcentaje de la cuadrícula ocupada por esta cobertura	5, 6, 7, 16-22
Árboles aislados	Porcentaje de la cuadrícula ocupada por esta cobertura	5, 6, 7, 16-22
Bosque espaciado de poco crecimiento	Porcentaje de la cuadrícula ocupada por esta cobertura	5, 6, 7, 16-22
Vegetación acuática	Porcentaje de la cuadrícula ocupada por esta cobertura	5, 6, 7, 16-22

## Metodologías de modelación

### Clasificación de Hábitats Adecuados (C. H. A.):

En la literatura y las colecciones se pueden encontrar los datos sobre los hábitats utilizados y no utilizados por las especies de anfibios y existen mapas digitales de las variables ambientales con una resolución adecuada del área de estudio, por lo que pueden combinarse ambos juegos de datos para conformar modelos de hábitats idóneos (Corsi *et al.* 2000), los que se consideran sustitutos aceptables del área de ocupación cuando ésta se desconoce (da Fonseca *et al.* 2000). Sobre esta base conceptual se apoyan las metodologías de modelación de hábitats idóneos o adecuados empleada en este trabajo.

Para cada una de las 40 especies de anfibios de los macizos montañosos se recopiló la información sobre su distribución geográfica y sus asociaciones con los hábitats (hábitats utilizados y hábitats evitados por cada especie). Estas fueron obtenidas de la literatura, de los datos en las colecciones (catálogos y etiquetas de ejemplares conservados) y de la experiencia del autor, incluyendo los resultados del capítulo 4 de esta tesis.

Los datos de asociaciones con hábitats para cada especie permitieron generar modelos de hábitats adecuados basados en seis variables ambientales. Para la mayoría de las especies se utilizó el tipo de cobertura y la altitud; para algunas especies se añadieron las variables presencia de ríos y arroyos, núcleos poblacionales, caminos, carreteras y geología. Se seleccionaron estas variables porque fueron los únicos criterios encontrados en las fuentes consultadas que definían la presencia o ausencia de cada especie en un determinado sitio. Al mismo tiempo, el conocimiento existente permite cuantificar su relación con la presencia de las especies (lo que no se aplica a otras variables que probablemente influyan la distribución de los anfibios, como la temperatura y las precipitaciones). Por último, existen mapas digitales del área de estudio para estas variables con una resolución adecuada (1 km<sup>2</sup>).

Para construir un modelo, primeramente se reclasificó cada capa ambiental basándose en

los conocimientos de uso y preferencia de cada especie (obtenidas de las fuentes mencionadas), acorde a tres casos de idoneidad de esa variable para la especie: adecuado (asignándole un valor de 2), moderadamente adecuado (con valor de 1), no adecuado (asignándole un valor de 0). Para reducir la subjetividad la clasificación se realizó siguiendo un grupo de criterios pre-definidos:

- Adecuado o idóneo (2): Frecuentemente citado como hábitat más importante o preferido, hábitat donde la especie es abundante, o hábitat con la mayoría de los registros de la especie.
- Moderadamente adecuado o idóneo (1): Frecuentemente citado como hábitat secundario, hábitat donde la especie está presente pero no es abundante, o hábitats con un solo registro de la especie.
- No adecuado o idóneo (0): Citado como no adecuado para la especie, o no mencionado, pero de la ecología se infiere fácilmente que no es apropiado para la especie.

En este paso se realizaron las siguientes reclasificaciones para cada cuadrícula: la cobertura se dividió en una de tres categorías posibles (coberturas adecuadas, medianamente adecuadas y no adecuadas); el mapa de altitud fue dividido en tres clases (dentro del rango de elevación adecuado para la especie, en el rango de elevación medianamente adecuado, fuera del rango de elevación utilizado por la especie); los mapas de hidrología fueron clasificados en dos clases (con presencia de ríos y arroyos o sin su presencia); las variables de antropización se dividieron en dos clases (con caminos y carreteras o sin su existencia; con poblados o sin ellos) y la geología fue dividida en dos clases (tipos de geología con predominancia de rocas calizas y geologías sin calizas).

Posteriormente se combinaron todas las capas reclasificadas para obtener un criterio numérico o índice de idoneidad de la especie para cada cuadrícula de 1 km<sup>2</sup>. Esta combinación de capas se hizo mediante la multiplicación de los valores de cada variable ambiental para una misma cuadrícula, creando una única capa de



todas las variables consideradas. Este método de multiplicación, además de producir una sola capa para la especie, permite que una cuadrícula tome el valor final de 0 si al menos una de las variables ambientales tuvo valor 0 en esa cuadrícula (hábitat no adecuado), debido a que la especie no se encuentra o evita los sitios con esa característica particular.

Finalmente, la capa obtenida se reclasificó para crear una nueva capa final en que los valores estuvieron obligatoriamente entre 0 y 2, permitiendo la comparación entre todas las especies. Para esto se unieron todas las cuadrículas con valores iguales o superiores a 2, asignándoles este mismo valor y se mantuvieron iguales las celdas con valores 1 y 0. Este paso es necesario porque al multiplicar varias capas, cada una con valores entre 0 y 2, el valor máximo de la capa final depende del número de variables incluidas, por ejemplo, si se utilizaron tres variables (cada una en una capa diferente), la capa final tendría valores entre 0 y 8, mientras que otra especie con solo dos variables consideradas en su modelación tendría valores finales entre 0 y 4.

La extensión de la presencia de cada especie ("extent of occurrence" de IUCN 2001, 2009) dentro de estas montañas fue obtenida a partir del criterio de los expertos reflejado en los mapas de áreas de distribución disponibles en la evaluación del Global Amphibian Assessment (GAA) para la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN 2009) y en la literatura más actualizada (publicaciones estándar, revisiones taxonómicas locales y regionales). En los casos donde los mapas de áreas de distribución disponibles no estuvieran actualizados o no fueran lo suficientemente precisos, se tuvieron en cuenta los registros puntuales confirmados (primariamente los de Díaz y Cádiz 2008 y los del autor de esta tesis) para extender o enmendar los límites de las extensiones de la presencia, incluyendo todas las localidades conocidas de la especie. Los mapas de áreas de distribución constituyeron la mejor forma disponible de representación de los límites de distribución de cada especie en los macizos.

Estos mapas de áreas de distribución o extensión de la presencia fueron utilizados para recortar los modelos obtenidos, acotándolos a los límites conocidos de presencia de la especie, eliminando los parches de distribución potencial que quedaron fuera de esos límites. De esta forma, se utilizó el área de distribución geográfica conocida de la especie como representación de las fuerzas no ecológicas para las cuales no se pudo incluir un descriptor explícito en el modelo (Rondinini *et al.* 2005), ya que los modelos de distribución de las especies basados solo en idoneidad ambiental no tienen en cuenta factores históricos y fuerzas de contingencia (Morrison *et al.* 1998). Este procedimiento tiene el riesgo de que se pudieran excluir áreas de presencia no conocidas de la especie, pero con el conocimiento actual de las especies modeladas y su alto grado de endemismo, este tipo de error debe ser más bajo que el caso contrario donde habría áreas de sobre-predicción en muchas especies.

El procesamiento de todos los datos cartográficos en esta metodología fue realizado con el programa PCGeo desarrollado por BIOECO (Viña Dávila 1995).

Entropía Máxima (MaxEnt): Este método utiliza una aproximación estadística de propósito general denominada entropía máxima para realizar predicciones o inferencias a partir de información incompleta. MaxEnt se basa en la idea de que la mejor explicación de un fenómeno desconocido maximizará la entropía de la distribución probabilística, sometida a las restricciones apropiadas (Phillips *et al.* 2004, 2006). Este método es utilizado aquí para modelar la distribución de especies con datos de presencia solamente, estimando la distribución de las especies a través de la distribución probabilística más cercana a la uniforme (la de máxima entropía) sujeta a la limitación de que el valor esperado para cada variable ambiental bajo esta distribución estimada corresponda con su promedio empírico (Phillips *et al.* 2006).

El modelo obtenido revela la probabilidad relativa de distribución de una especie en todas

las cuadrículas o celdas en el espacio geográfico definido, en el cual un valor de alta probabilidad asociado a una cuadrícula particular indica la probabilidad de la misma de tener condiciones ambientales favorables para la especie modelada (Elith *et al.* 2006). Este método fue ejecutado mediante el programa MaxEnt, versión 3.2.19, desarrollado en el laboratorio AT&T de Texas, la Universidad de Princeton y el Museo Americano de Historia Natural (Phillips *et al.* 2004, 2005).

Como formato de entrada de datos se utilizó el de “muestras con datos” o “SWD” (Phillips 2005), tanto para las localidades de presencia de las especies como para el archivo de capas ambientales o cuadrículas de fondo, es decir aquellas celdas que representan las características ambientales del área de estudio y donde la especie no necesariamente ha sido detectada. El archivo de entrada consistió en una lista de las coordenadas geográficas de los sitios conocidos de la especie junto con las variables ambientales que caracterizan a cada uno de esos puntos. El modelo obtenido para cada especie fue “proyectado” en el mismo conjunto de capas ambientales utilizadas para su elaboración, con el objetivo de obtener el mapa del modelo y su archivo resultante en formato ASCII, como ha sido recomendado por los autores del programa (Phillips 2005).

Para cada corrida se utilizaron los parámetros predeterminados del programa MaxEnt seleccionando el modo “auto-features” como ha sido sugerido por sus autores, ya que estas características han sido validadas extensivamente con diferentes especies, condiciones ambientales y números de registros (Phillips y Dudik 2008). Se seleccionó el formato de salida logístico debido a su facilidad de interpretación, al representar la probabilidad estimada de presencia de la especie dadas las restricciones impuestas por las variables predictivas (Phillips y Dudik 2008). Con este formato, las cuadrículas con valores bajos se consideran inapropiadas o muy poco adecuadas para la especie dado su nicho ecológico asumido (Phillips y Dudik 2008).

Ya que MaxEnt genera valores de probabilidad en un ámbito de 0 a 1 para cada cuadrícula, se hace necesario convertir esos valores continuos en un mapa de predicciones binarias (presencia/ausencia). Para esto se utilizó el punto de corte o umbral logístico que sopesa el error de omisión en las muestras de entrenamiento o calibración del modelo, el área con predicción de presencia y el valor umbral (el valor que minimiza la función de  $6 \times \text{tasa de omisión} + 0.04 \times \text{valor umbral acumulativo} + 1.6 \times \text{proporción de área de predicción}$ ), e. g., compensa los errores de comisión y de omisión (Phillips *et al.* 2006, Freedman *et al.* 2008) y el cual es generado automáticamente por el programa con la denominación “Balance training omission, predicted area and threshold value”. El uso de este punto de corte con resultados satisfactorios ha sido registrado por varios autores para anfibios y reptiles, además de otros grupos animales (Giovanelli *et al.* 2008, Freedman *et al.* 2008, VanDerWal *et al.* 2009). Con este umbral se obtuvieron los mejores resultados gráficos en cada una de las especies modeladas, según la experiencia del autor y el conocimiento de los patrones de distribución de los anfibios de estas montañas, todo lo cual motivó su uso en esta tesis. Por tanto, el modelo producido para cada especie fue re-clasificado usando este punto de corte logístico: cuadrículas con valores de probabilidad por debajo de este umbral fueron clasificadas como baja probabilidad de presencia y convertidas a valores nulos.

Posteriormente se hizo una segunda re-clasificación del modelo para dividir las cuadrículas con presencia predicha en dos categorías -probabilidad alta y media- permitiendo la comparación de los resultados de MaxEnt con los obtenidos por Clasificación de Hábitats Adecuados, al producirse un mapa con tres categorías. Para esto se utilizó como segundo punto de corte el valor de probabilidad mínimo de la muestra de cuadrículas con presencia de la especie (Phillips y Dudik 2008), valor que es generado por el programa con la denominación “Minimum training presence logistic threshold”. De esta manera se considera que

todas las cuadrículas donde se ha comprobado la presencia de la especie son representativas de los hábitats con mayor probabilidad de presencia y mayor adecuación. Por otro lado, la diferencia en la distribución de las dos categorías de presencia en estos modelos informa del grado de discrepancia entre los dos umbrales.

La distribución de una especie está limitada por el efecto combinado de factores ecológicos e históricos (por ejemplo, barreras geográficas; Peterson *et al.* 1999, Papeş 2007). Además, MaxEnt puede producir valores de predicción muy altos cuando las condiciones ambientales están fuera del área donde el modelo fue calibrado (Phillips *et al.* 2006). Debido a esto, como en el caso de los modelos de C. H. A., los modelos generados por MaxEnt fueron superpuestos con el mapa de extensión de la presencia de la especie en los macizos montañosos y las áreas de sobre-predicción que estuvieron fuera de esas áreas de presencia conocidas fueron recortadas, evitando obtener proyecciones espurias (Thuiller *et al.* 2004).

### Evaluación y comparación de los modelos

Para evaluar la certeza espacial de las predicciones realizadas con MaxEnt, en las especies con más de 25 puntos de presencia se hicieron cinco particiones de esas localidades de presencia seleccionando de manera aleatoria el 25% de los datos, reservándolas para comprobación de los modelos resultantes (datos de prueba). Se hicieron cinco selecciones aleatorias en vez de una sola para estimar la variación en el comportamiento de las pruebas usadas para la evaluación de los modelos, ya que con pocos datos, como ocurre en la mayoría de las especies modeladas, un único valor podría ser muy variable debido a la posible gran influencia de algunos de los puntos seleccionados al azar. Los resultados de estas particiones fueron procesadas utilizando los siguientes tres métodos de evaluación.

Se calculó el Área Bajo la Curva ROC (AUC por sus siglas en inglés) (Manel *et al.* 2001) tanto para los modelos finales obtenidos con todos los datos de presencia (training AUC) como

para los modelos de comprobación generados solo con el 25% de las presencias (test AUC) en MaxEnt. Este estadístico ha sido utilizado ampliamente en los trabajos de modelación de la distribución de las especies y mide la capacidad de un modelo de discriminar entre sitios donde una especie está presente *versus* aquellos donde está ausente (Hanley y McNeil 1982), tomando valores entre 0 y 1, donde 1 indica discriminación perfecta, 0.5 indica que la discriminación predictiva no es mejor que una al azar y valores menores de 0.5 revelan predicciones peores que las aleatorias. Los valores de AUC pueden ser interpretados como una indicación de la probabilidad de que, cuando un sitio donde la especie está presente y otro donde está ausente son obtenidos al azar de la población, el primero tendrá una predicción con un valor mayor que el segundo (Elith *et al.* 2006).

Para conocer si un modelo predice las localidades de prueba mejor que el azar, se calculó también un test binomial de una cola según Phillips *et al.* (2006), basado en la tasa de omisión (proporción de las presencias conocidas situadas en cuadrículas predichas como ausencias) y el área proporcional predicha (fracción del área de estudio donde se predicen condiciones adecuadas para la especie). En esta prueba se obtiene un valor de  $p$  para la hipótesis nula de que la predicción a partir de los puntos de prueba no es mejor que una predicción aleatoria con la misma área proporcional, por lo que calcula la significación estadística de la predicción (Phillips 2005). Esta prueba es calculada automáticamente por el programa MaxEnt, al igual que los valores de AUC, la tasa de omisión y el área proporcional predicha.

Tanto los modelos generados por Entropía Máxima como por Clasificación de Hábitats Adecuados, una vez convertidos a mapas binarios, fueron comparados con el juego de presencias utilizadas para crear el modelo de cada especie. Para esto se construyó una matriz cruzada (matriz de confusión) del número de puntos de presencias reales conocidas y puntos del fondo (o pseudo-ausencias) contra las presencias y ausencias predichas por el

modelo. Para estimar la concordancia entre las predicciones espaciales de los modelos de cada especie y sus puntos de presencia reales conocidas se utilizaron dos estadísticos: Kappa (Cohen 1960, Fielding y Bell 1997) y TSS o "True Skill Statistics" (Allouche *et al.* 2006).

El estadístico Kappa es una medida de coincidencia utilizada frecuentemente en trabajos de modelaciones de distribución. Esta prueba tiene en cuenta tanto los errores de omisión (predicciones de ausencia del modelo en sitios donde la especie fue realmente observada) como los errores de comisión (predicciones de presencia donde la especie está ausente), los cuales son determinados a partir del número de casos correcta e incorrectamente asignados a presencias o ausencias. Un valor de 1 indica una coincidencia total, mientras que un valor de 0 o menor denota un modelo igual o peor a uno obtenido por azar.

El estadístico TSS fue adaptado recientemente para su uso en modelaciones ecológicas y tiene las mismas características de Kappa, pero no es sensible a la prevalencia como es el caso de Kappa, por lo que puede ser aplicado cuando el número de datos de presencia es bajo en comparación con los datos de fondo o "background" (Allouche *et al.* 2006), como sucede con los datos utilizados en esta tesis.

Se calculó el coeficiente de correlación Gamma (Goodman y Kruskal 1979) para comprobar la correspondencia entre los modelos categóricos obtenidos por Clasificación de Hábitats Adecuados y los modelos de Entropía Máxima re-clasificados en tres categorías discretas. Este coeficiente toma valores entre -1 y 1 y es similar a otros que calculan correlación, pero se utiliza cuando las dos variables tienen una escala ordinal. Para calcular Gamma se utilizó el programa STATISTICA (StatSoft Inc. 2001).

## RESULTADOS

Se obtuvieron 56 modelos pertenecientes a 40 especies de los dos macizos, para 16 especies se realizaron dos modelos, uno en cada macizo montañoso. No se realizaron modelaciones para *Rana catesbeiana*, ya que ésta es una especie

introducida en Cuba, que en estos macizos se encuentra en sitios dispersos a donde la ha llevado el hombre, lo que además dificulta la construcción de modelos de distribución.

El número de localidades utilizadas para modelar la distribución de cada especie estuvo entre 2 y 79, con un promedio de  $21.9 \pm 20.1$  (Desviación estándar= SD) localidades por especie, con un total de 1 011 localidades diferentes. El número de registros disponibles para cada especie por macizo se muestra en la Tabla 3.

Los mapas obtenidos con la aplicación de las dos metodologías, así como los parámetros y pruebas estadísticas de los modelos para cada una de las 40 especies se presentan a continuación, en una ficha independiente de dos páginas para cada especie, una página para los mapas y la comparación entre los modelos y la otra para los resultados de Entropía Máxima y Clasificación de Hábitats Adecuados.

En la primera página de cada especie se muestran los mapas de distribución obtenidos con la aplicación de las metodologías de Entropía Máxima y Clasificación de Hábitats Adecuados, el número de presencias conocidas que fueron usadas para generar el modelo de MaxEnt y la comparación entre los modelos obtenidos por las dos metodologías, mostrando la superficie ocupada por cada categoría de presencia (alta, media, baja) y el porcentaje que representan con respecto al total del área de estudio, así como los valores del coeficiente de correlación Gamma calculado entre los modelos obtenidos por los dos métodos y su probabilidad estadística.

La segunda página de la ficha de cada especie comienza con las medidas de evaluación de los modelos obtenidos, calculadas con el 100% de los datos de entrenamiento (presencias conocidas): Kappa, TSS, AUC (solo para MaxEnt), área fraccional predicha y tasa de omisión.

A continuación se representan las gráficas de respuesta de las variables ante el modelo creado y se exponen los valores de contribución relativa (en porcentajes) de las variables predictivas que mayor contribución

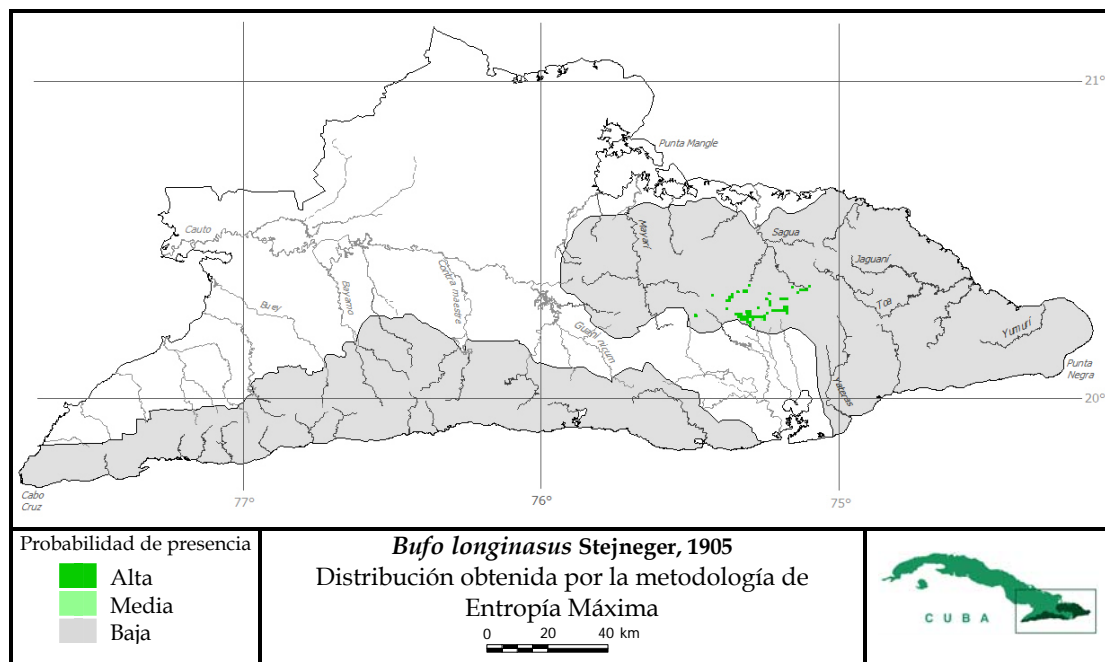
tuvieron al modelo creado. Estos porcentajes se calculan mediante el incremento de la ganancia del modelo por la modificación del coeficiente para una única característica en cada paso del algoritmo de MaxEnt (Phillips 2005). El programa asigna el incremento en la ganancia a la(s) variable(s) ambiental(es) de las cuales depende dicha característica y al final del proceso de entrenamiento los convierte a porcentajes. Esta es una forma de conocer cuales fueron las variables más importantes para la especie cuya distribución se está modelando (Phillips 2005). Para más detalles ver el tutorial del programa MaxEnt en [www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/tutorial/](http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/tutorial/).

Las gráficas de respuesta de cada variable muestran como cada variable ambiental afecta las predicciones de MaxEnt (Phillips 2005). Estas curvas se construyen generando un modelo independiente para cada una, usando solo la variable correspondiente sin tomar en cuenta las otras variables. De esta manera, las curvas muestran como la predicción logística de MaxEnt cambia a medida que varía cada variable, independientemente del efecto del resto de las variables (Phillips 2005). Mayores valores en el eje Y significan una mayor influencia de la variable sobre el modelo. Para más detalles ver el tutorial del programa MaxEnt en [www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/tutorial/](http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/tutorial/).

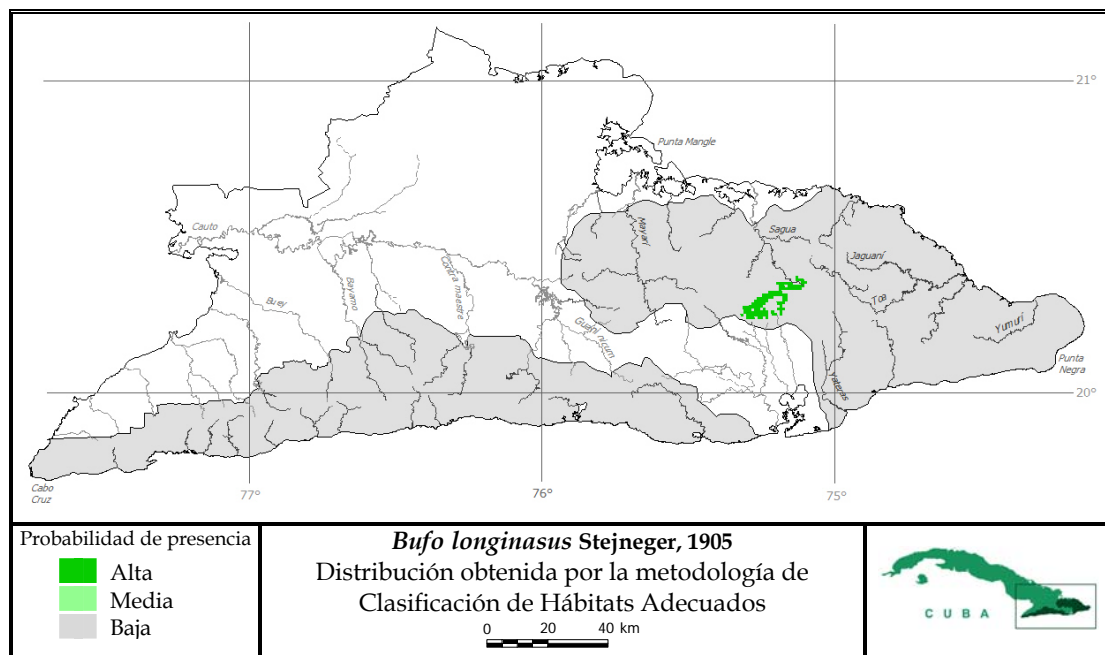
Al final de la página se presentan las variables utilizadas para la construcción del modelo con la metodología de Clasificación de Hábitats Adecuados. Estas variables son seleccionadas en dependencia de las asociaciones de cada especie con diferentes condiciones del hábitat, a las cuales se llega por la información recopilada de la literatura, las colecciones y el trabajo de campo (ver Materiales y Métodos). Para cada variable se muestra el porcentaje de cuadrículas del área de estudio que cumplen con las condiciones necesarias para tener una probabilidad de presencia alta, media o baja, según los requerimientos de esa especie, como se explicó anteriormente. Estos valores representan la probabilidad de presencia si se utilizara solamente esa variable para la

modelación. Al final de la tabla se incluye la probabilidad de presencia obtenida después de superponer todas las variables, la que coincide con la extensión representada en el mapa.

En el Apéndice 5.II se presenta la leyenda de los números utilizados en las gráficas de respuesta para representar las dos variables categóricas (Regiones naturales y Geología).



Número de presencias usadas para generar los modelos: Sagua-Baracoa= 2



#### Comparación entre las dos metodologías de modelación

Sagua-Baracoa:

Probabilidad	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados		
	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Área (km)	8176	1	61	8125	0	113
Porcentaje	99.2	0.0	0.7	98.6	0.0	1.4

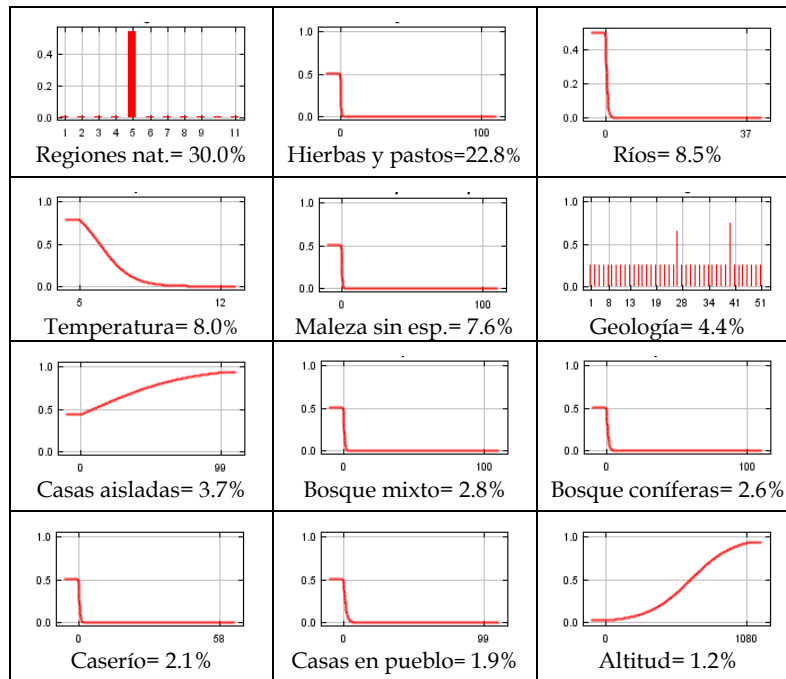
Coefficiente de correlación Gamma= 0.98, p=0.00, n=8238

**Evaluación del modelo**

	Kappa (p)	TSS	AUC (p)	Área predicha (fraccional)	Tasa de omisión
<b>MaxEnt</b>	0.031 (0.000)	0.493	0.994 (0.001)	0.008	0.000
<b>C. H. A.</b>	0.034 (0.000)	0.987	--	0.014	0.000

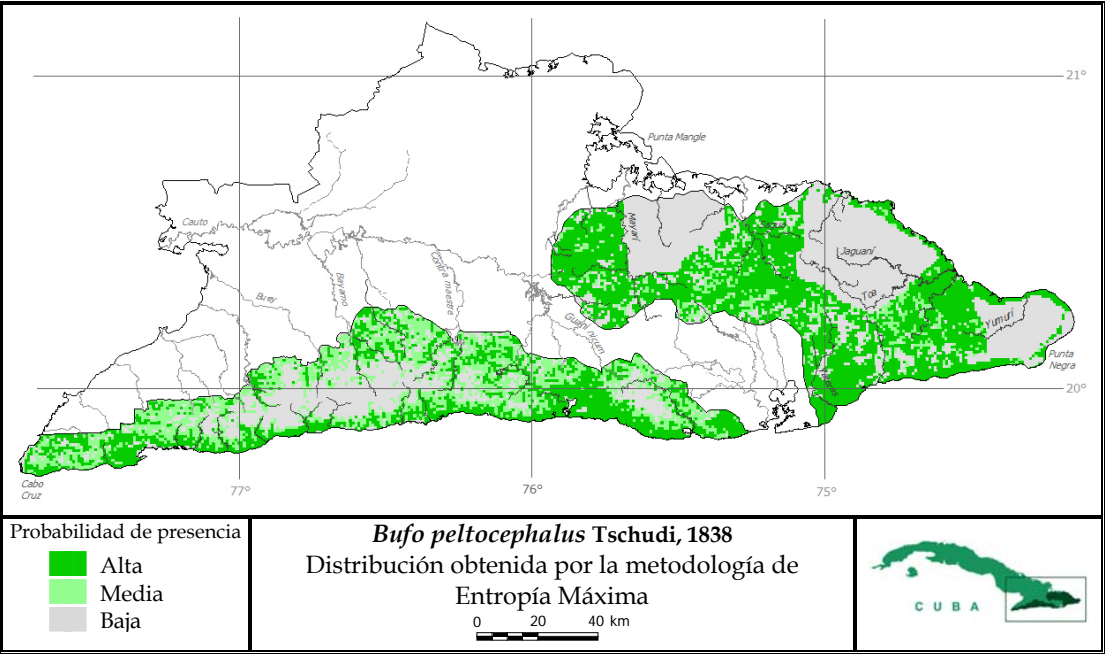
**Contribución relativa y curvas de respuesta de las variables ambientales**

Las gráficas muestran como cada variable ambiental afecta las predicciones de MaxEnt. El eje Y representa la probabilidad de presencia y el eje X representa los valores de cada variable. Los porcentajes representan la contribución relativa de las variables al modelo de MaxEnt.

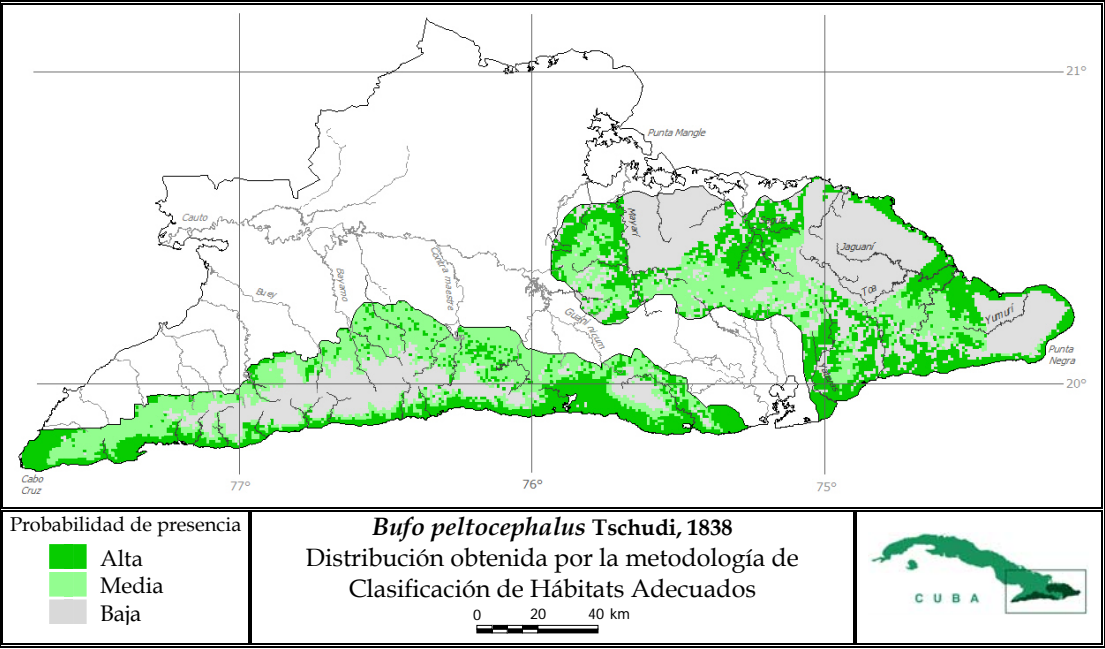
**Variables utilizadas en la modelación con Clasificación de Hábitats Adecuados**

Se muestra el porcentaje de cuadrículas que cumplen con las condiciones para tener una probabilidad de presencia alta, media o baja en cada variable si se utilizara solamente esa variable para la modelación y la probabilidad de presencia de la especie obtenida después de superponer todas las variables.

<b>Sagua-Baracoa</b>			
Variables /Probabilidad	Baja	Media	Alta
Altitud	83.0	0.0	17.0
Cobertura	56.0	0.0	44.0
Regiones naturales	6.6	0.0	93.4
Superposición	98.6	0.0	1.4



Número de presencias usadas para generar los modelos: Sierra Maestra= 65, Sagua-Baracoa= 22



Comparación entre las dos metodologías de modelación

Sierra Maestra:

Probabilidad	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados		
	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Área (km)	1813	2214	2210	1647	2614	1976
Porcentaje	29.1	35.5	35.4	26.4	41.9	31.7

Coefficiente de correlación Gamma= 0.75, p=0.00, n=6237

Sagua-Baracoa:

Probabilidad	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados		
	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Área (km)	3451	658	4129	3565	1814	2859
Porcentaje	41.9	8.0	50.1	43.3	22.0	34.7

Coefficiente de correlación Gamma= 0.88, p=0.00, n=8238

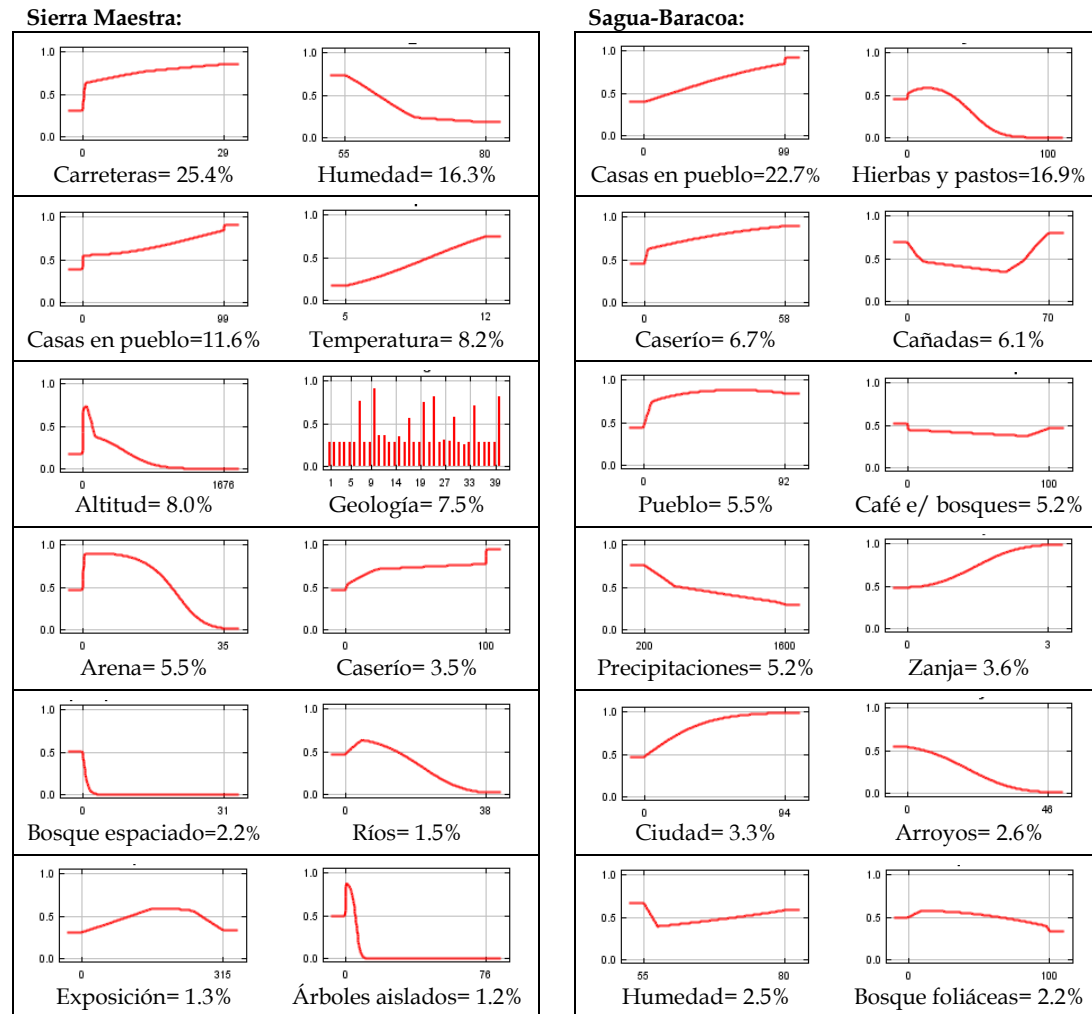


**Evaluación del modelo**

	Kappa (p)	TSS	AUC (p)	Área predicha (fraccional)	Tasa de omisión
<b>MaxEnt</b>					
Sierra Maestra	0.006 (0.000)	0.240	0.879 (0.000)	0.709	0.015
Sagua-Baracoa	0.001 (0.198)	0.092	0.834 (0.000)	0.581	0.000
<b>C. H. A.</b>					
Sierra Maestra	0.006 (0.000)	0.231	--	0.736	0.018
Sagua-Baracoa	0.001 (0.252)	0.092	--	0.567	0.000

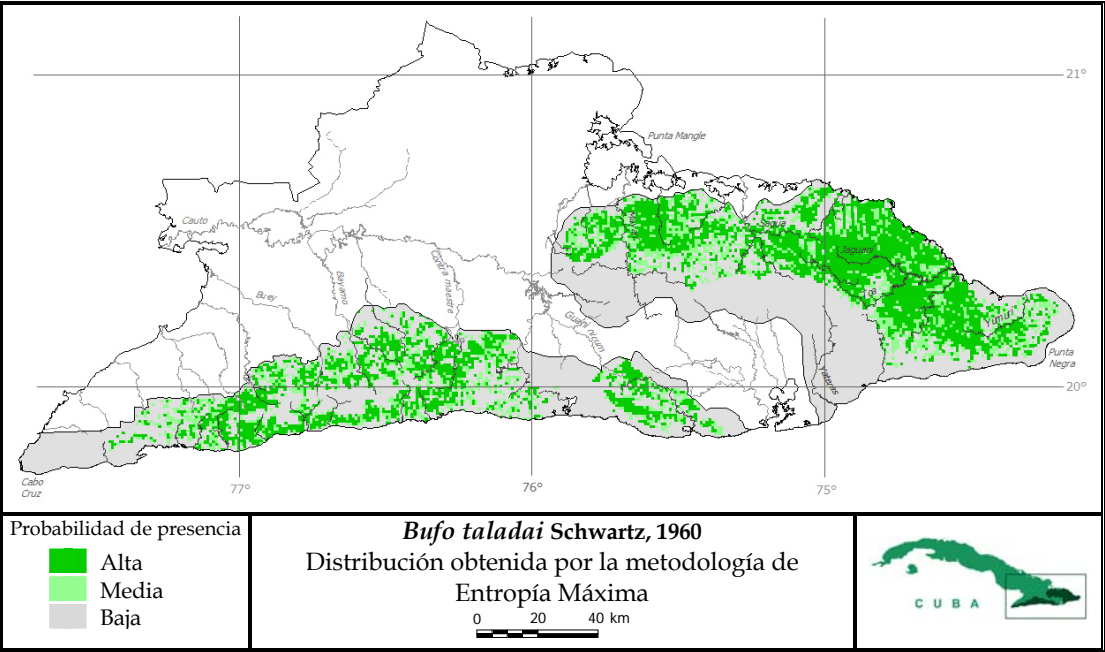
**Contribución relativa y curvas de respuesta de las variables ambientales**

Las gráficas muestran como cada variable ambiental afecta las predicciones de MaxEnt. El eje Y representa la probabilidad de presencia y el eje X representa los valores de cada variable. Los porcentajes representan la contribución relativa de las variables a los modelos de MaxEnt.

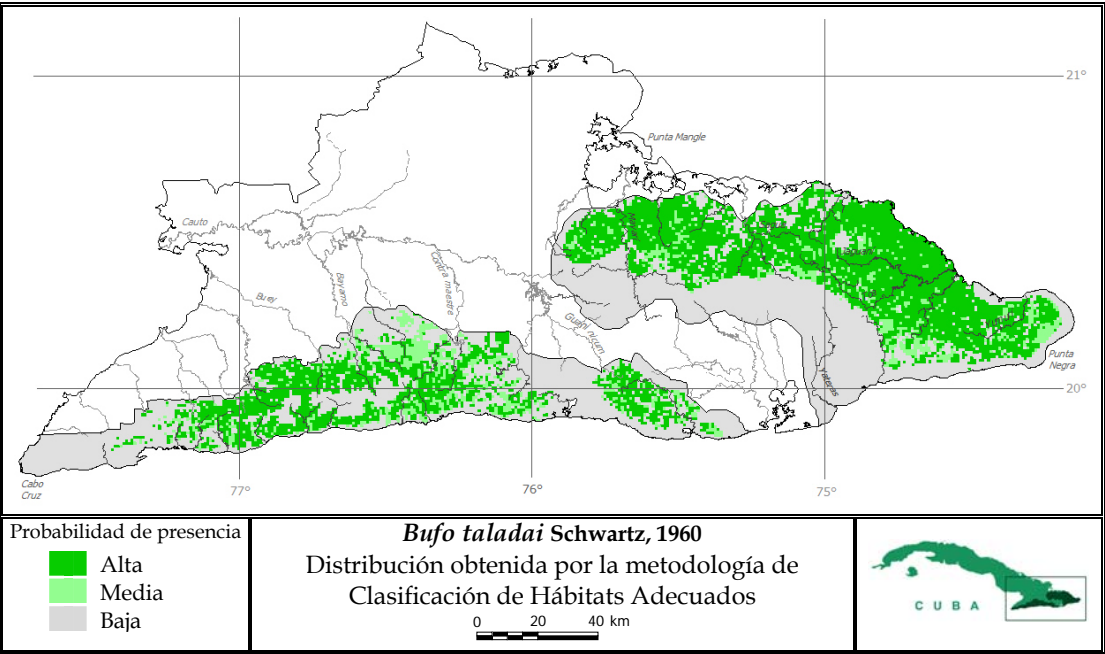
**Variables utilizadas en la modelación con Clasificación de Hábitats Adecuados**

Se muestra el porcentaje de cuadrículas que cumplen con las condiciones para tener una probabilidad de presencia alta, media o baja en cada variable si se utilizara solamente esa variable para la modelación y la probabilidad de presencia de la especie obtenida después de superponer todas las variables.

Variables / Probabilidad	Sierra Maestra			Sagua-Baracoa		
	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Altitud	26.4	46.4	27.2	1.7	46.9	51.4
Cobertura	0.3	83.1	16.6	16.3	64.3	19.4
Regiones naturales	-	-	-	30.1	0.0	69.9
Superposición	26.4	41.9	31.7	43.3	22.0	34.7



Número de presencias usadas para generar los modelos: Sierra Maestra= 18, Sagua-Baracoa= 30



Comparación entre las dos metodologías de modelación

Sierra Maestra:

Probabilidad	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados		
	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Área (km)	3728	943	1566	3595	699	1943
Porcentaje	59.8	15.1	25.1	57.6	11.2	31.2

Coefficiente de correlación Gamma= 0.82, p=0.00, n=6237

Sagua-Baracoa:

Probabilidad	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados		
	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Área (km)	4261	1242	2735	3719	633	3886
Porcentaje	51.7	15.1	33.2	45.1	7.7	47.2

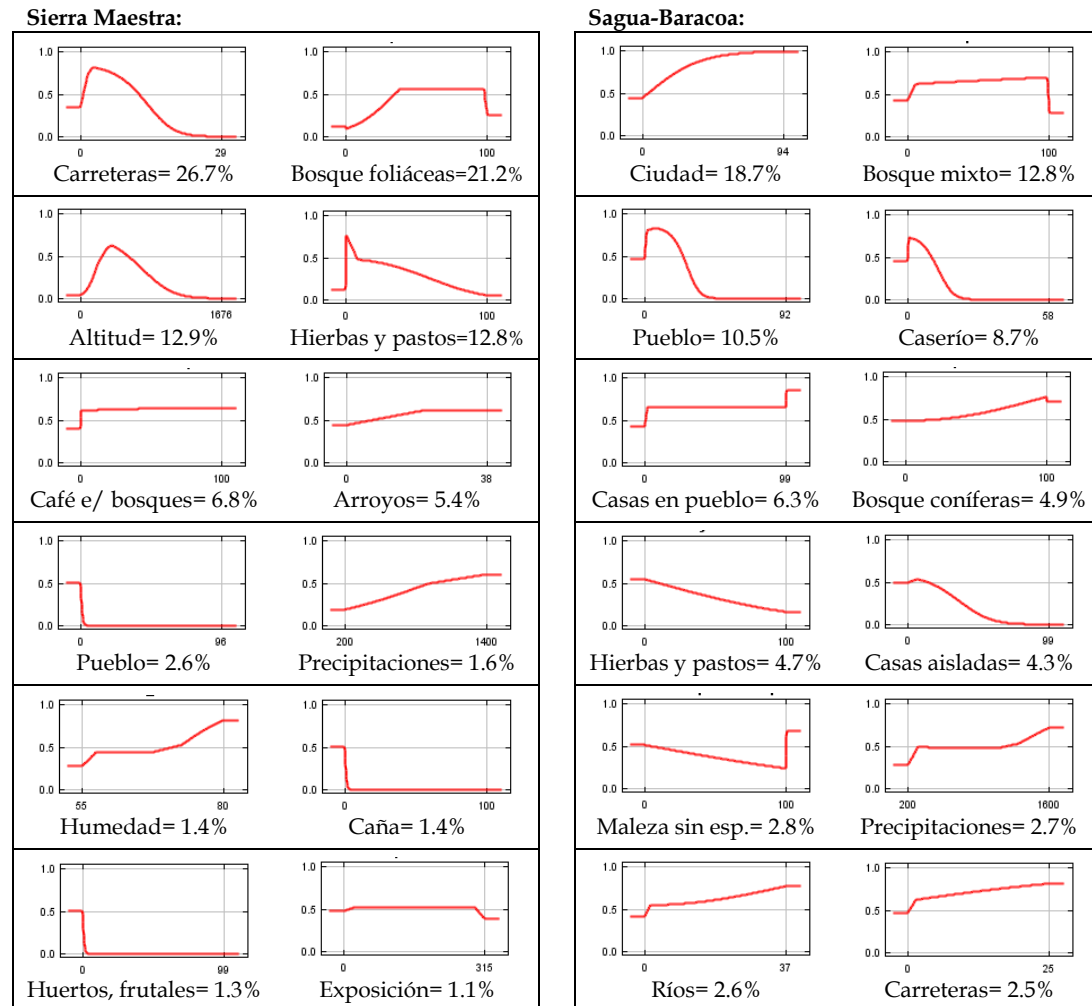
Coefficiente de correlación Gamma= 0.88, p=0.00, n=8238

**Evaluación del modelo**

	Kappa (p)	TSS	AUC (p)	Área predicha (fraccional)	Tasa de omisión
<b>MaxEnt</b>					
Sierra Maestra	0.003 (0.003)	0.598	0.895 (0.000)	0.402	0.000
Sagua-Baracoa	0.006 (0.000)	0.470	0.886 (0.000)	0.483	0.000
<b>C. H. A.</b>					
Sierra Maestra	0.003 (0.004)	0.577	--	0.424	0.000
Sagua-Baracoa	0.004 (0.000)	0.352	--	0.549	0.031

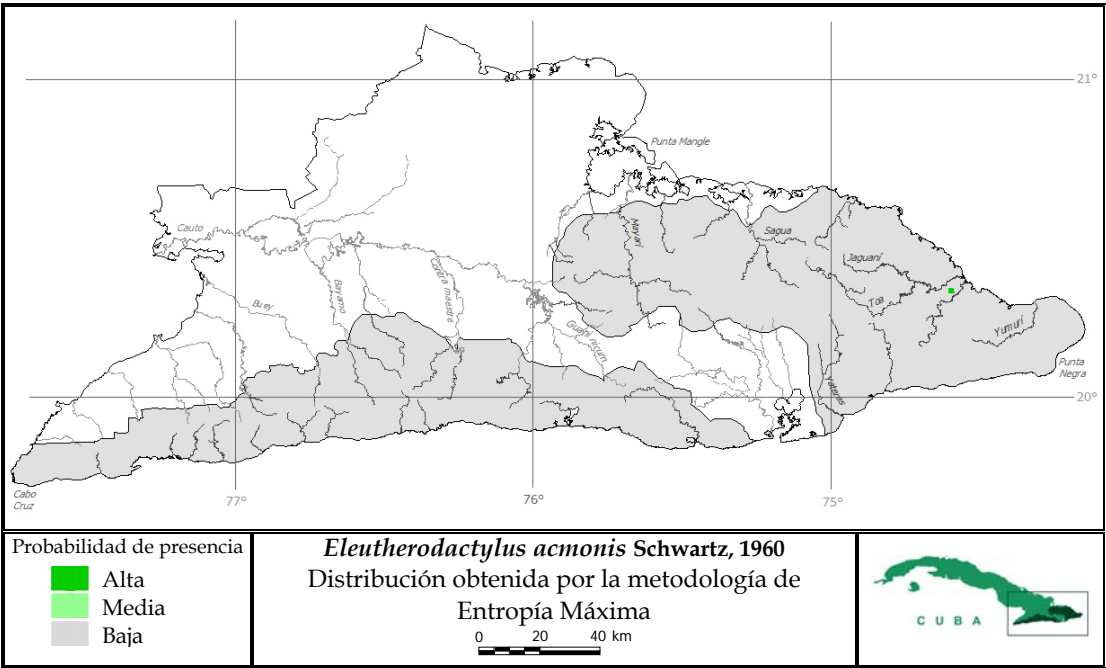
**Contribución relativa y curvas de respuesta de las variables ambientales**

Las gráficas muestran como cada variable ambiental afecta las predicciones de MaxEnt. El eje Y representa la probabilidad de presencia y el eje X representa los valores de cada variable. Los porcentajes representan la contribución relativa de las variables a los modelos de MaxEnt.

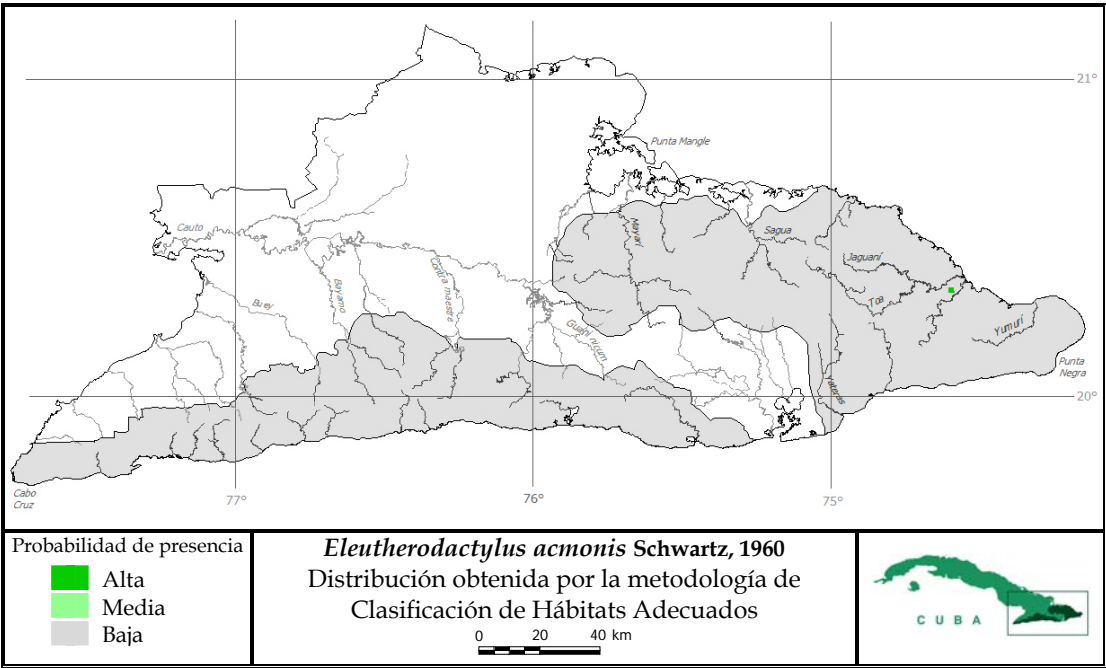
**Variables utilizadas en la modelación con Clasificación de Hábitats Adecuados**

Se muestra el porcentaje de cuadrículas que cumplen con las condiciones para tener una probabilidad de presencia alta, media o baja en cada variable si se utilizara solamente esa variable para la modelación y la probabilidad de presencia de la especie obtenida después de superponer todas las variables.

Variables / Probabilidad	Sierra Maestra			Sagua-Baracoa		
	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Altitud	27.9	0.0	72.1	0.4	48.2	51.4
Cobertura	43.0	0.0	57.0	16.3	17.7	66.0
Regiones naturales	21.2	0.0	78.8	28.2	0.0	71.8
Ríos y arroyos	0.0	29.8	70.2	0.0	22.3	77.7
Superposición	57.6	11.2	31.2	45.1	7.7	47.2



Número de presencias usadas para generar los modelos: Sagua-Baracoa= 2



Comparación entre las dos metodologías de modelación

Sagua-Baracoa:

Probabilidad	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados		
	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Área (km)	8234	0	4	8234	0	4
Porcentaje	99.9	0.0	0.05	99.9	0.0	0.05

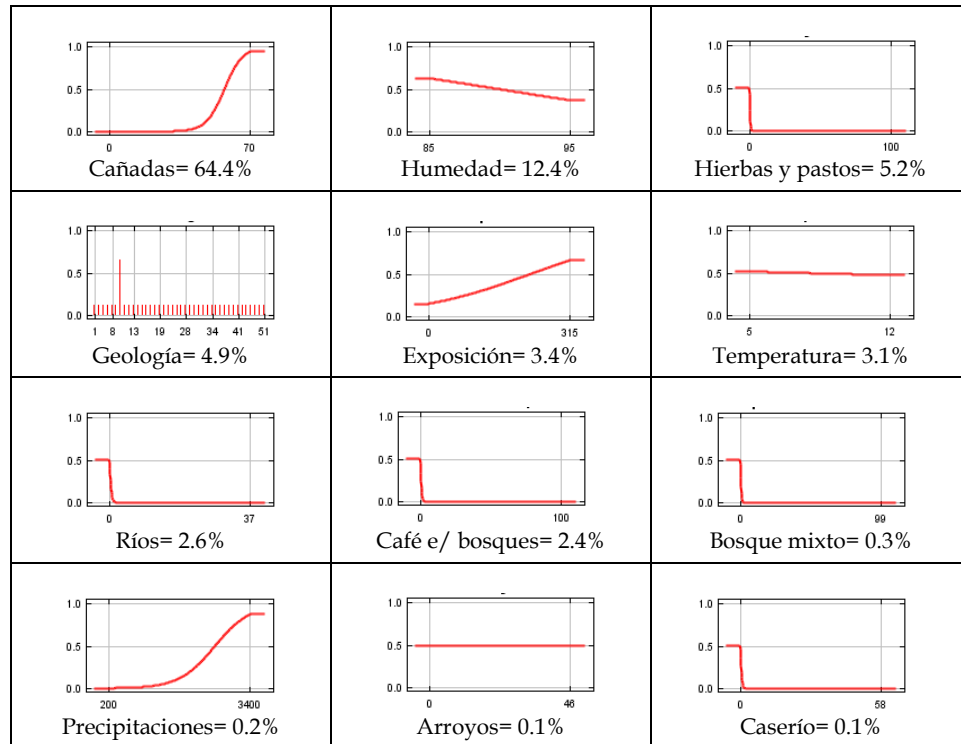
Coefficiente de correlación Gamma= 1.00, p=0.00, n=8238

**Evaluación del modelo**

	Kappa (p)	TSS	AUC (p)	Área predicha (fraccional)	Tasa de omisión
<b>MaxEnt</b>	0.667 (0.000)	1.000	1.000 (0.001)	0.0001	0.000
<b>C. H. A.</b>	0.667 (0.000)	1.000	--	0.0001	0.000

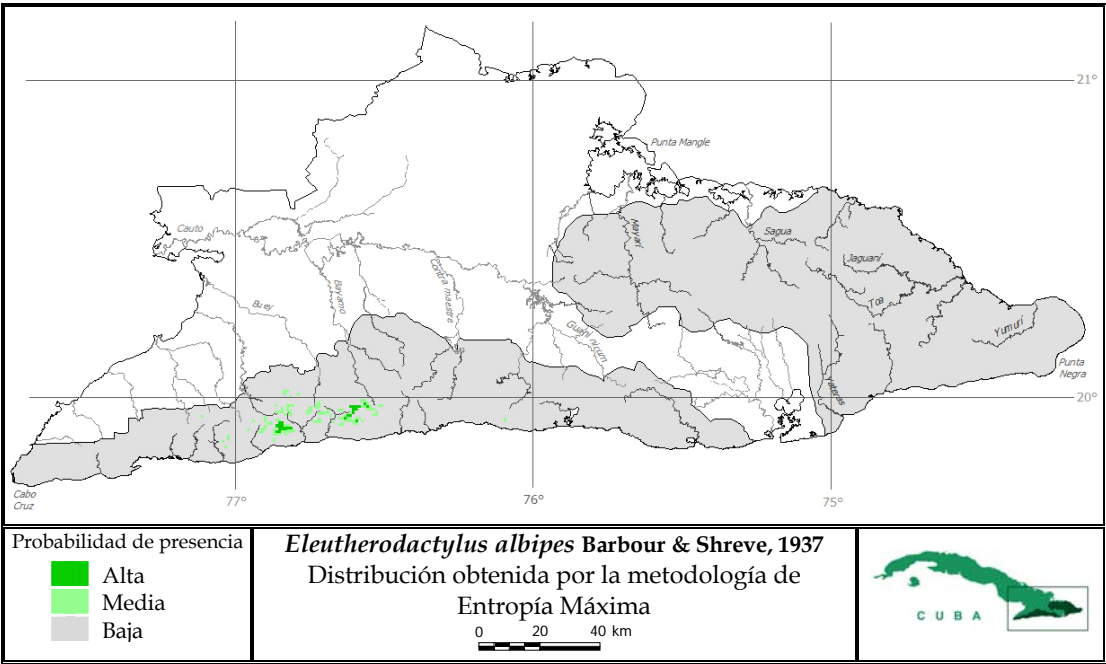
**Contribución relativa y curvas de respuesta de las variables ambientales**

Las gráficas muestran como cada variable ambiental afecta las predicciones de MaxEnt. El eje Y representa la probabilidad de presencia y el eje X representa los valores de cada variable. Los porcentajes representan la contribución relativa de las variables a los modelos de MaxEnt.

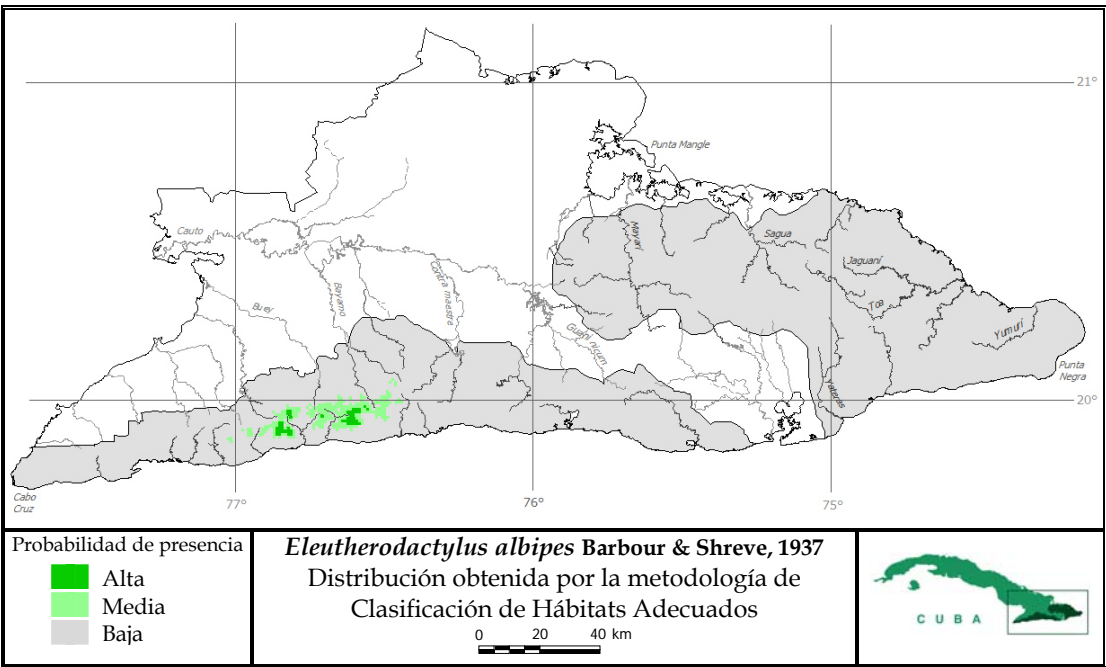
**Variables utilizadas en la modelación con Clasificación de Hábitats Adecuados**

Se muestra el porcentaje de cuadrículas que cumplen con las condiciones para tener una probabilidad de presencia alta, media o baja en cada variable si se utilizara solamente esa variable para la modelación y la probabilidad de presencia de la especie obtenida después de superponer todas las variables.

Variables / Probabilidad	Sagua-Baracoa		
	Baja	Media	Alta
Altitud	41.0	30.8	28.2
Cobertura	74.6	0.0	25.4
Regiones naturales	90.6	0.0	9.4
Superposición	99.9	0.0	0.05



Número de presencias usadas para generar los modelos: Sierra Maestra= 7



Comparación entre las dos metodologías de modelación

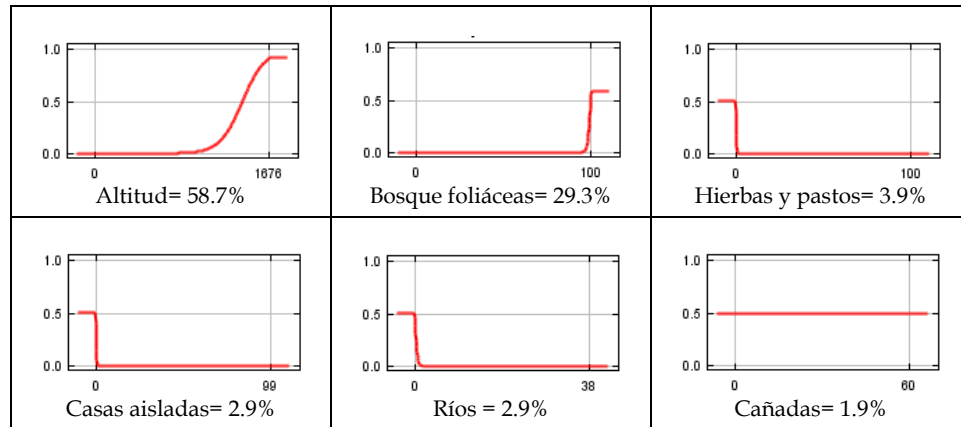
Sierra Maestra:	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados			
	Probabilidad	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Área (km)		6108	104	25	5939	248	50
Porcentaje		97.9	1.7	0.4	95.2	4.0	0.8
Coeficiente de correlación Gamma= 0.99, p=0.00, n=8238							

**Evaluación del modelo**

	Kappa (p)	TSS	AUC (p)	Área predicha (fraccional)	Tasa de omisión
<b>MaxEnt</b>	0.101 (0.000)	0.980	0.999 (0.001)	0.021	0.000
<b>C. H. A.</b>	0.044 (0.000)	0.953	--	0.048	0.000

**Contribución relativa y curvas de respuesta de las variables ambientales**

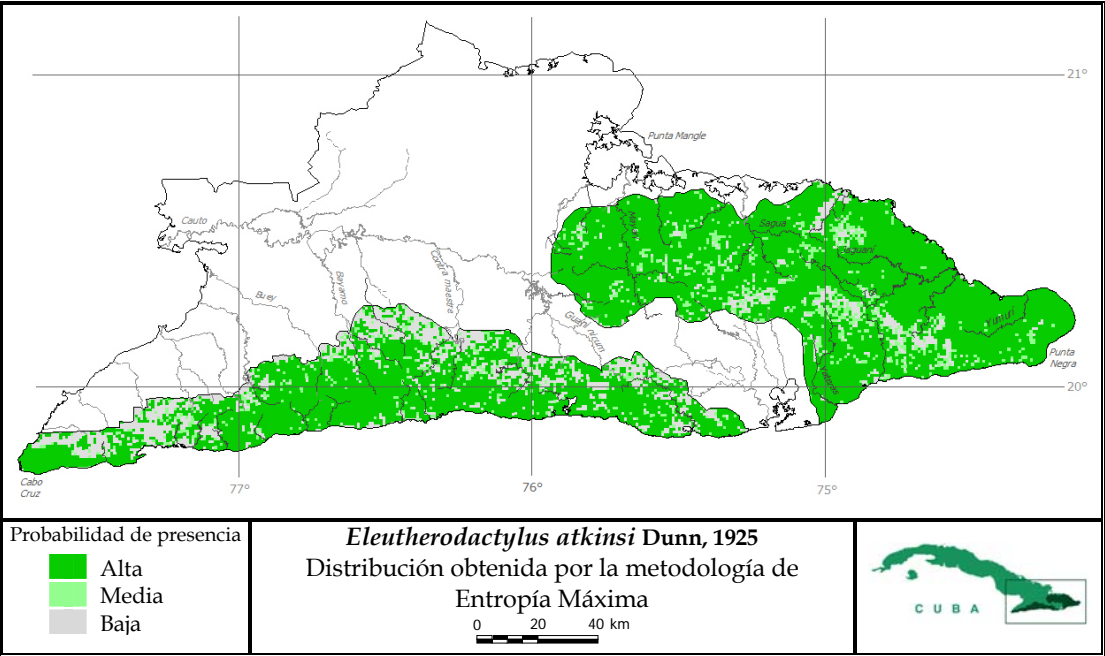
Las gráficas muestran como cada variable ambiental afecta las predicciones de MaxEnt. El eje Y representa la probabilidad de presencia y el eje X representa los valores de cada variable. Los porcentajes representan la contribución relativa de las variables a los modelos de MaxEnt.

**Variables utilizadas en la modelación con Clasificación de Hábitats Adecuados**

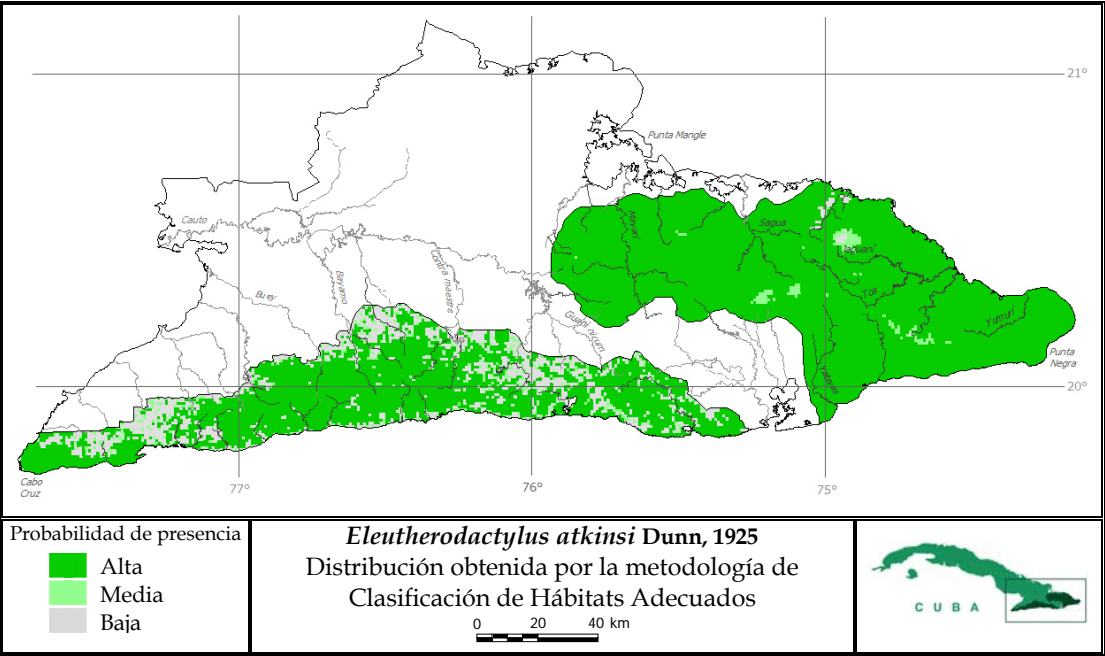
Se muestra el porcentaje de cuadrículas que cumplen con las condiciones para tener una probabilidad de presencia alta, media o baja en cada variable si se utilizara solamente esa variable para la modelación y la probabilidad de presencia de la especie obtenida después de superponer todas las variables.

Variables / Probabilidad	Sierra Maestra		
	Baja	Media	Alta
Altitud	95.1	4.1	0.8
Cobertura	49.2	0.0	50.8
Regiones naturales	41.1	0.0	58.9
Superposición	95.2	4.0	0.8





Número de presencias usadas para generar los modelos: Sierra Maestra= 44, Sagua-Baracoa= 42



Comparación entre las dos metodologías de modelación

Sierra Maestra:	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados			
	Probabilidad	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Área (km)	1609	430	4198	1544	391	4302	
Porcentaje	25.8	6.9	67.3	24.8	6.3	69.0	
Coeficiente de correlación Gamma= 0.80, p=0.00, n=6237							

Sagua-Baracoa:	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados			
	Probabilidad	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Área (km)	595	670	6973	81	130	8027	
Porcentaje	7.2	8.1	84.6	1.0	1.6	97.4	
Coeficiente de correlación Gamma= 0.87, p=0.00, n=8238							

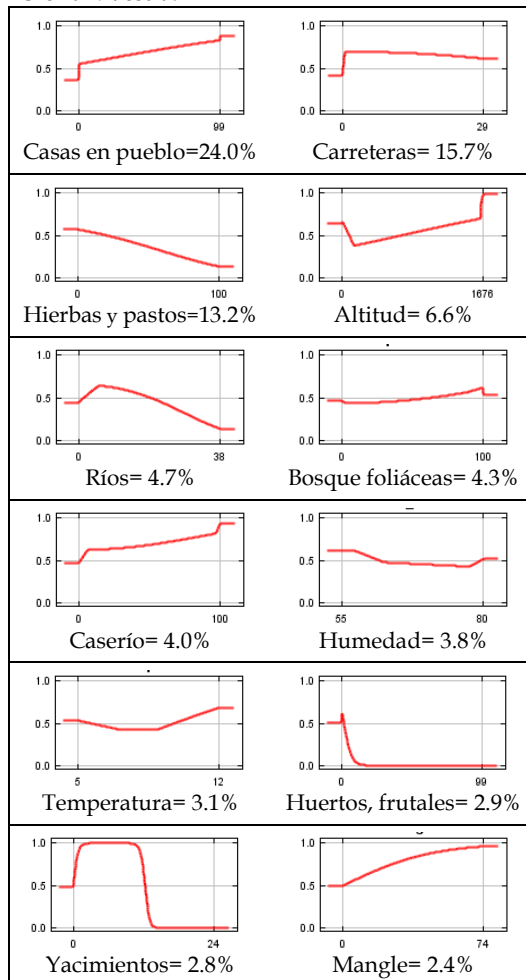
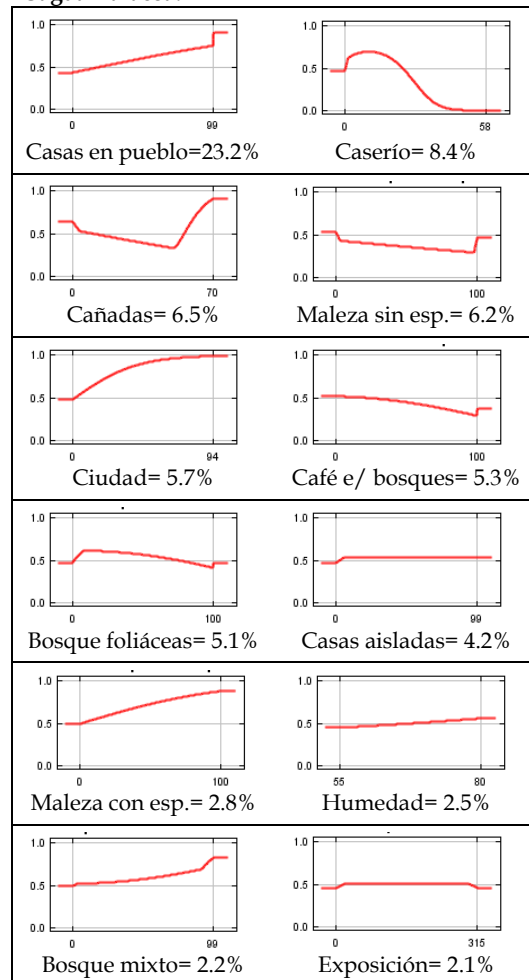


**Evaluación del modelo**

	Kappa (p)	TSS	AUC (p)	Área predicha (fraccional)	Tasa de omisión
<b>MaxEnt</b>					
Sierra Maestra	0.005 (0.000)	0.260	0.877 (0.000)	0.742	0.000
Sagua-Baracoa	0.001 (0.224)	0.049	0.800 (0.000)	0.928	0.000
<b>C. H. A.</b>					
Sierra Maestra	0.004 (0.002)	0.204	--	0.752	0.045
Sagua-Baracoa	0.000 (0.517)	0.010	--	0.990	0.000

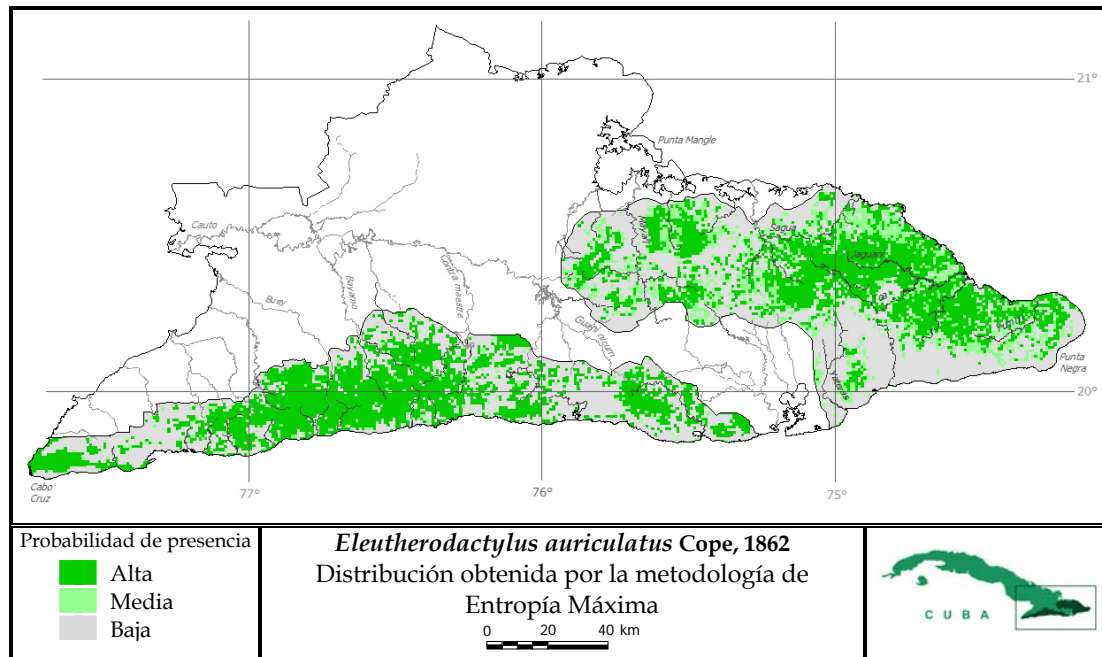
**Contribución relativa y curvas de respuesta de las variables ambientales**

Las gráficas muestran como cada variable ambiental afecta las predicciones de MaxEnt. El eje Y representa la probabilidad de presencia y el eje X representa los valores de cada variable. Los porcentajes representan la contribución relativa de las variables a los modelos de MaxEnt.

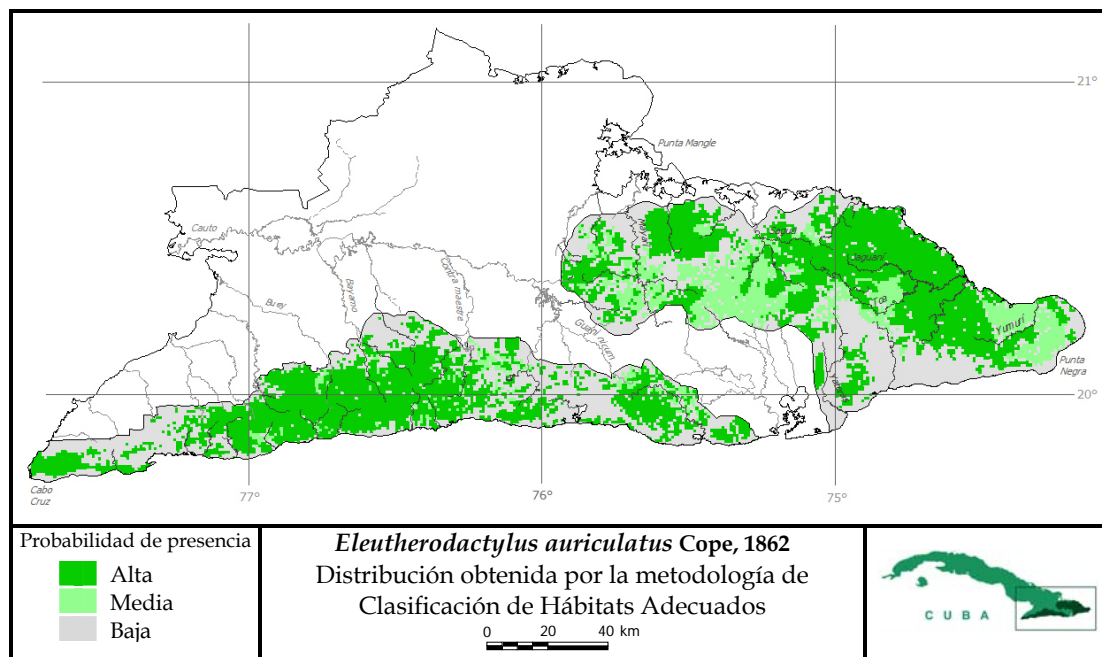
**Sierra Maestra:****Sagua-Baracoa:****Variables utilizadas en la modelación con Clasificación de Hábitats Adecuados**

Se muestra el porcentaje de cuadrículas que cumplen con las condiciones para tener una probabilidad de presencia alta, media o baja en cada variable si se utilizara solamente esa variable para la modelación y la probabilidad de presencia de la especie obtenida después de superponer todas las variables.

Variables /Probabilidad	Sierra Maestra			Sagua-Baracoa		
	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Altitud	0.2	5.1	94.7	0.1	1.6	98.3
Cobertura	24.8	4.4	70.8	0.8	0.0	99.2
Casas en pueblos	0.0	82.1	17.9	-	-	-
Superposición	24.8	6.3	69.0	1.0	1.6	97.4



Número de presencias usadas para generar los modelos: Sierra Maestra= 27, Sagua-Baracoa= 45



#### Comparación entre las dos metodologías de modelación

##### Sierra Maestra:

Probabilidad	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados		
	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Área (km)	2974	213	3050	2720	277	3240
Porcentaje	47.7	3.4	48.9	43.6	4.4	51.9

Coeficiente de correlación Gamma= 0.88, p=0.00, n=6237

##### Sagua-Baracoa:

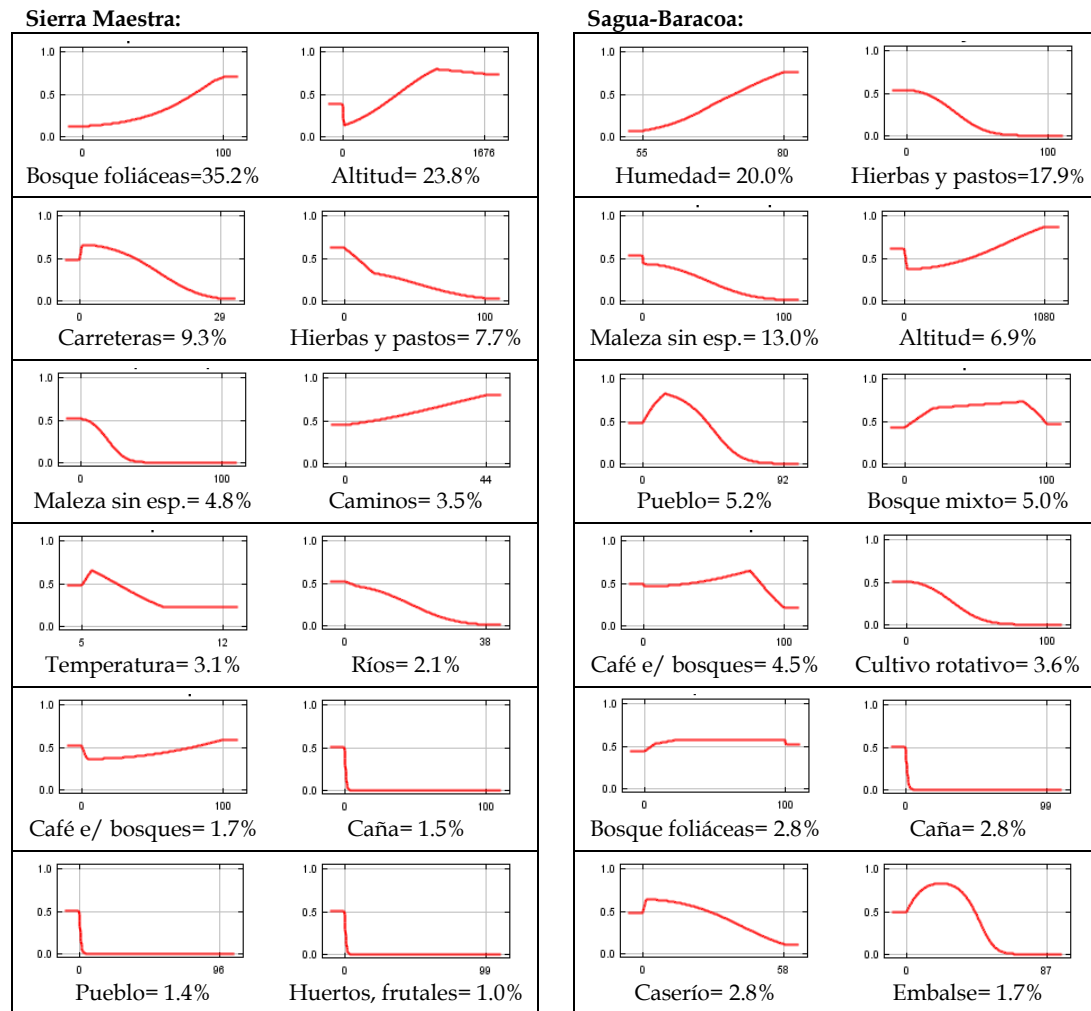
Probabilidad	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados		
	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Área (km)	3439	2003	2796	3061	1534	3643
Porcentaje	41.7	24.3	33.9	37.2	18.6	44.2

Coeficiente de correlación Gamma= **0.84**, p=0.00, n=8238**Evaluación del modelo**

	Kappa (p)	TSS	AUC (p)	Área predicha (fraccional)	Tasa de omisión
<b>MaxEnt</b>					
Sierra Maestra	0.011 (0.000)	0.480	0.884 (0.000)	0.523	0.000
Sagua-Baracoa	0.007 (0.000)	0.397	0.885 (0.000)	0.583	0.000
<b>C. H. A.</b>					
Sierra Maestra	0.008 (0.000)	0.383	--	0.564	0.056
Sagua-Baracoa	0.006 (0.000)	0.351	--	0.628	0.022

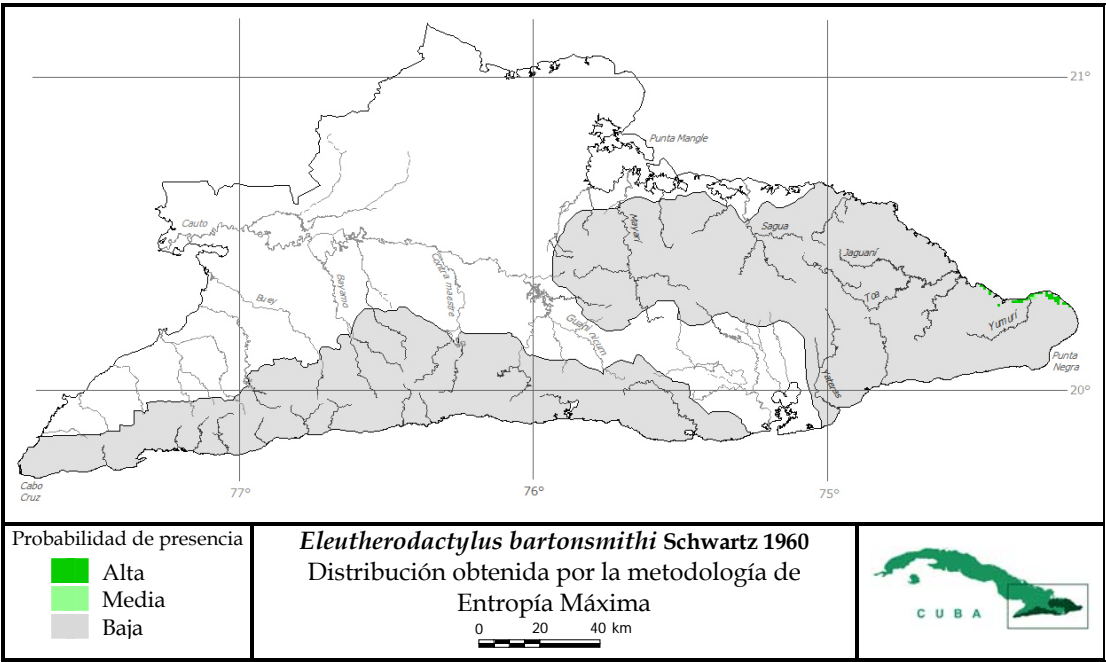
**Contribución relativa y curvas de respuesta de las variables ambientales**

Las gráficas muestran como cada variable ambiental afecta las predicciones de MaxEnt. El eje Y representa la probabilidad de presencia y el eje X representa los valores de cada variable. Los porcentajes representan la contribución relativa de las variables a los modelos de MaxEnt.

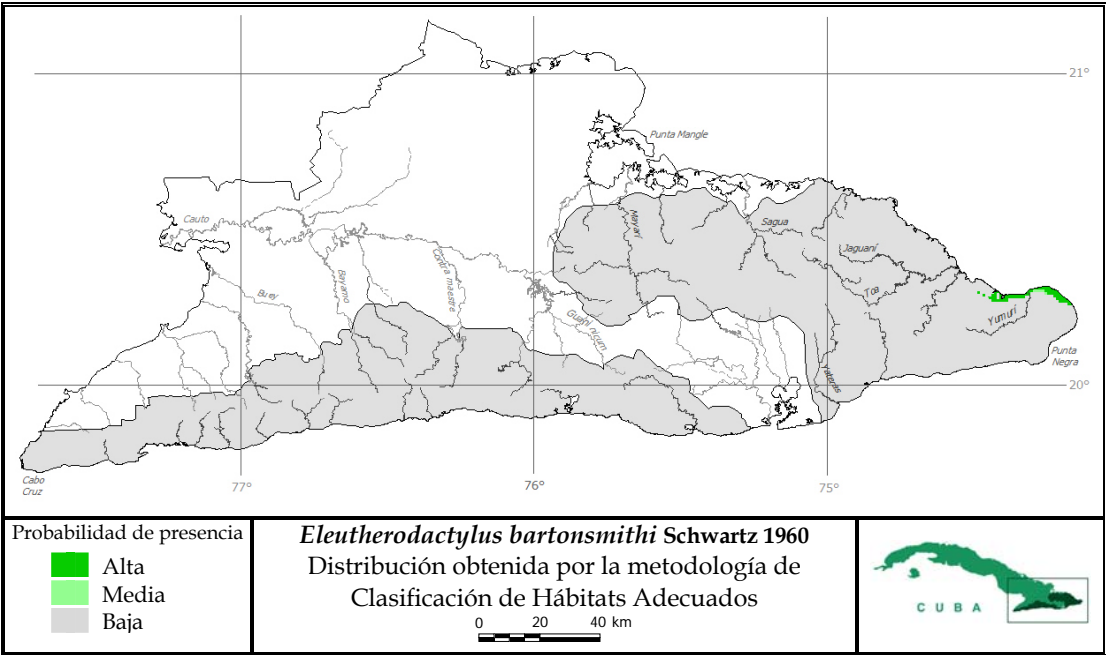
**Variables utilizadas en la modelación con Clasificación de Hábitats Adecuados**

Se muestra el porcentaje de cuadrículas que cumplen con las condiciones para tener una probabilidad de presencia alta, media o baja en cada variable si se utilizara solamente esa variable para la modelación y la probabilidad de presencia de la especie obtenida después de superponer todas las variables.

Variables / Probabilidad	Sierra Maestra			Sagua-Baracoa		
	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Altitud	0.0	80.0	20.0	-	-	-
Cobertura	43.6	5.6	50.8	37.2	18.6	44.2
Superposición	43.6	4.4	51.9	37.2	18.6	44.2



Número de presencias usadas para generar los modelos: Sagua-Baracoa= 3



**Comparación entre las dos metodologías de modelación**

**Sagua-Baracoa:**

Probabilidad	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados		
	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Área (km)	8158	6	74	8160	5	73
Porcentaje	99.0	0.1	0.9	99.1	0.1	0.9

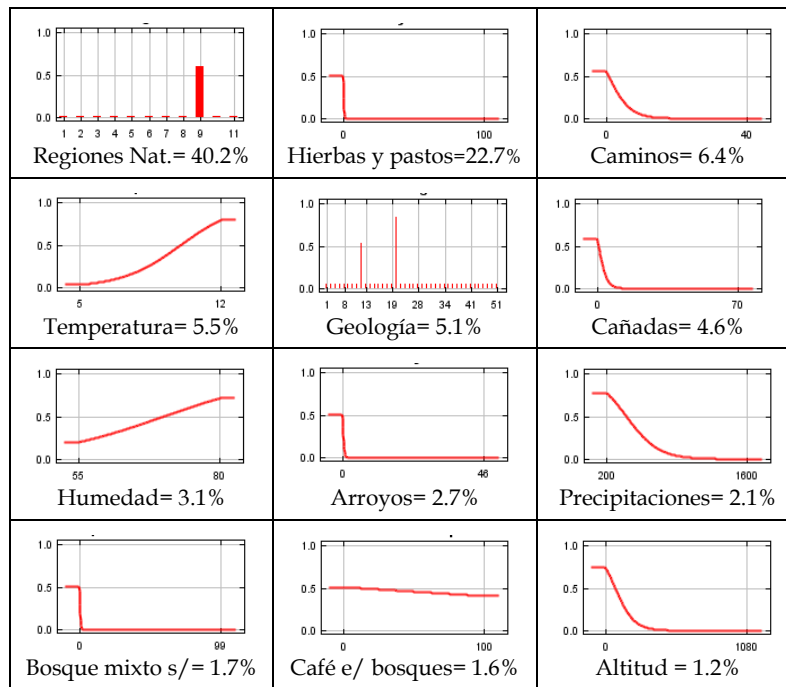
Coeficiente de correlación Gamma= 0.98, p=0.00, n=8238

**Evaluación del modelo**

	Kappa (p)	TSS	AUC (p)	Área predicha (fraccional)	Tasa de omisión
<b>MaxEnt</b>	0.072 (0.000)	0.991	0.999 (0.001)	0.010	0.000
<b>C. H. A.</b>	0.073 (0.000)	0.991	--	0.009	0.000

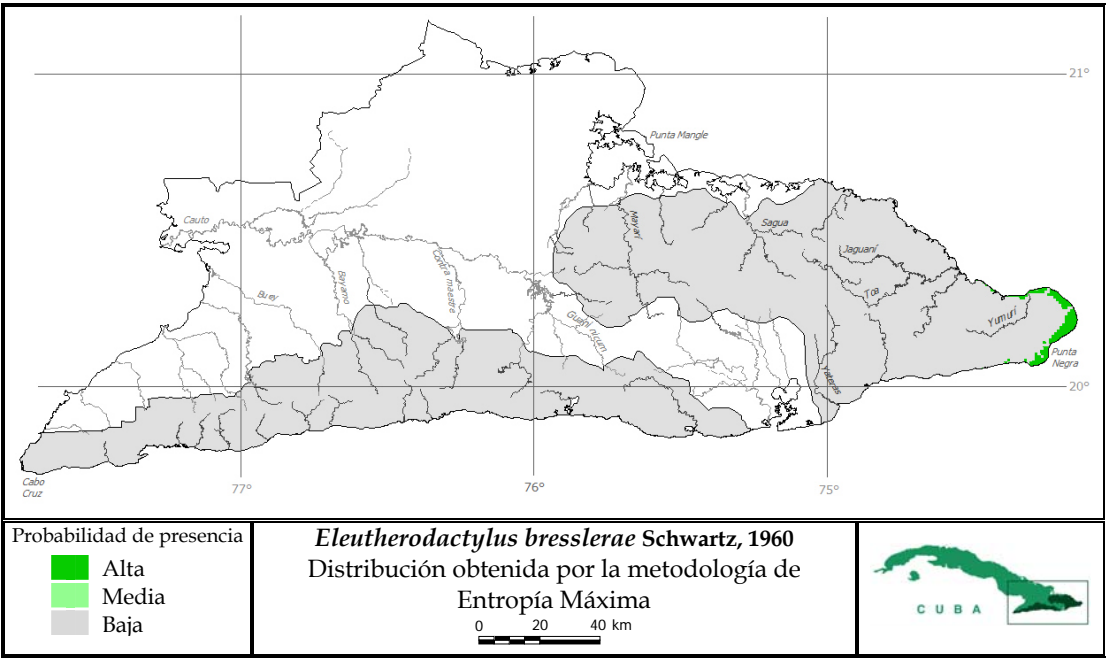
**Contribución relativa y curvas de respuesta de las variables ambientales**

Las gráficas muestran como cada variable ambiental afecta las predicciones de MaxEnt. El eje Y representa la probabilidad de presencia y el eje X representa los valores de cada variable. Los porcentajes representan la contribución relativa de las variables al modelo de MaxEnt.

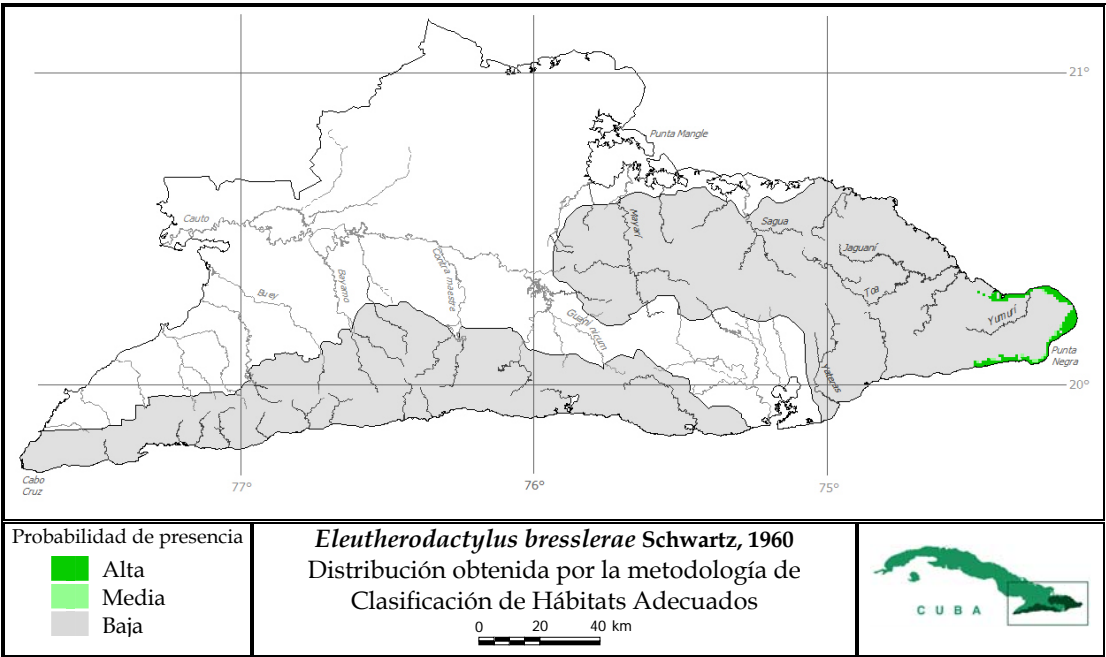
**Variables utilizadas en la modelación con Clasificación de Hábitats Adecuados**

Se muestra el porcentaje de cuadrículas que cumplen con las condiciones para tener una probabilidad de presencia alta, media o baja en cada variable si se utilizara solamente esa variable para la modelación y la probabilidad de presencia de la especie obtenida después de superponer todas las variables.

Variables /Probabilidad	Sagua-Baracoa		
	Baja	Media	Alta
Altitud	61.8	17.2	21.0
Cobertura	40.1	0.0	59.9
Regiones naturales	96.5	0.0	3.5
Superposición	99.1	0.1	0.9



Número de presencias usadas para generar los modelos: Sagua-Baracoa= 4



Comparación entre las dos metodologías de modelación

Sagua-Baracoa:

Probabilidad	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados		
	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Área (km)	8076	1	161	8039	14	185
Porcentaje	98.0	0.0	2.0	97.6	0.2	2.2

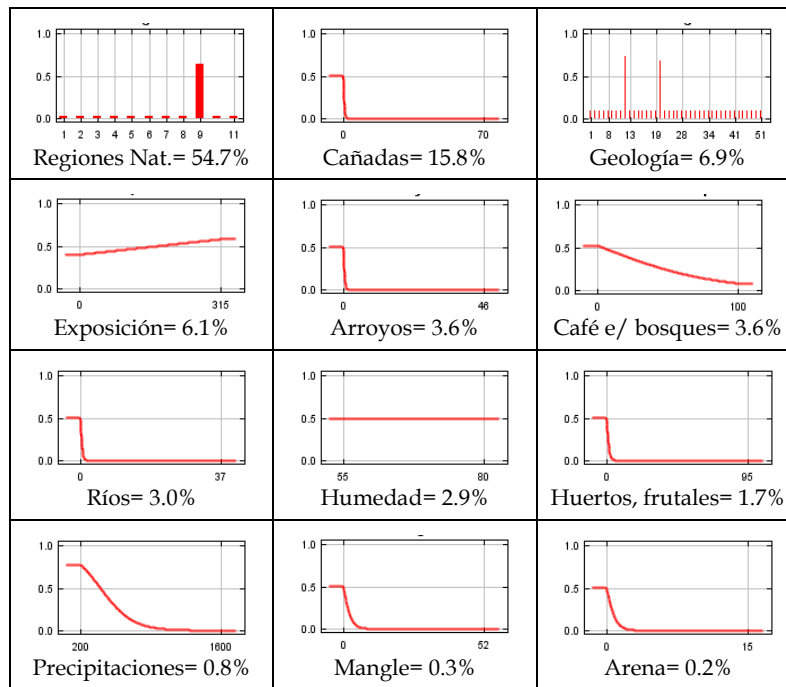
Coefficiente de correlación Gamma= 0.99, p=0.00, n=8238

**Evaluación del modelo**

	Kappa (p)	TSS	AUC (p)	Área predicha (fraccional)	Tasa de omisión
<b>MaxEnt</b>	0.047 (0.000)	0.981	0.999 (0.001)	0.020	0.000
<b>C. H. A.</b>	0.038 (0.000)	0.976	--	0.024	0.000

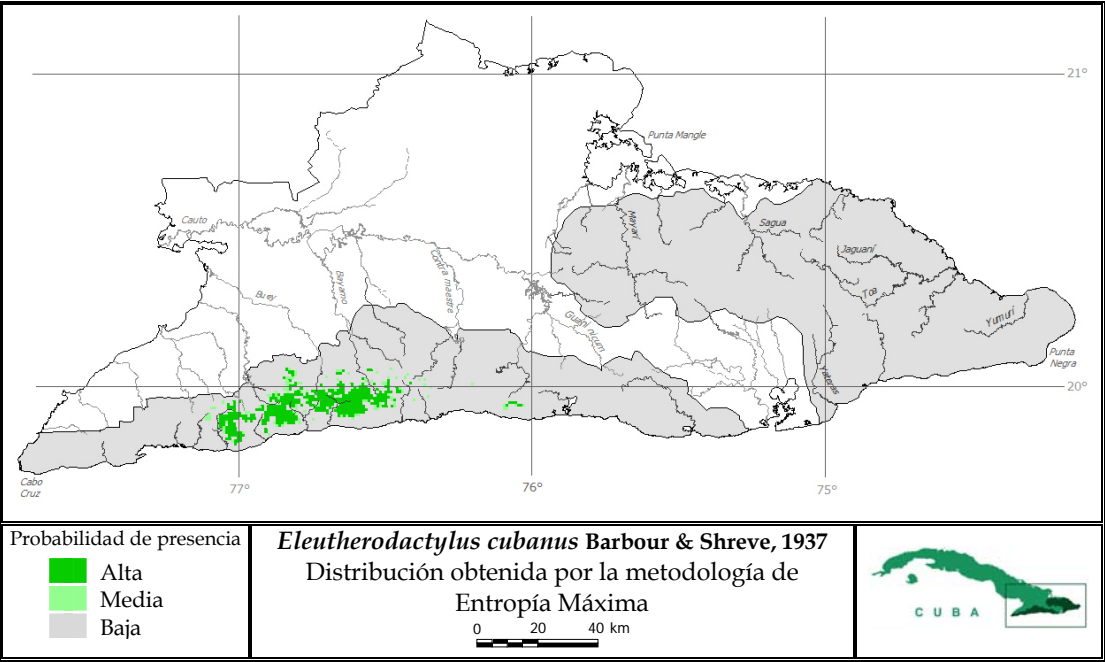
**Contribución relativa y curvas de respuesta de las variables ambientales**

Las gráficas muestran como cada variable ambiental afecta las predicciones de MaxEnt. El eje Y representa la probabilidad de presencia y el eje X representa los valores de cada variable. Los porcentajes representan la contribución relativa de las variables al modelo de MaxEnt.

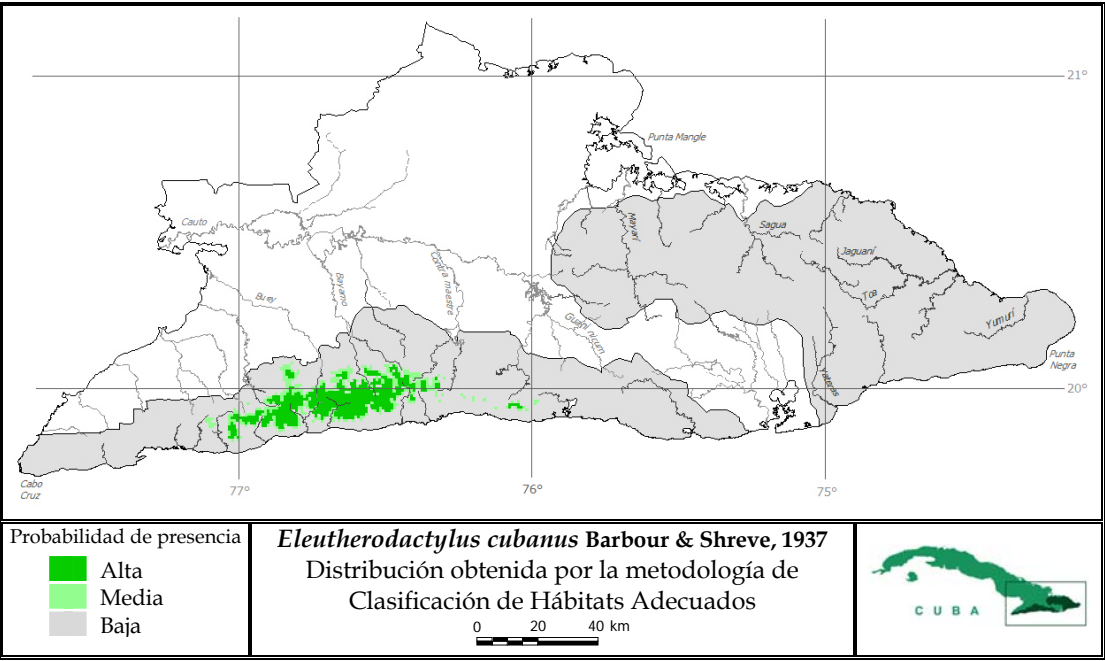
**Variables utilizadas en la modelación con Clasificación de Hábitats Adecuados**

Se muestra el porcentaje de cuadrículas que cumplen con las condiciones para tener una probabilidad de presencia alta, media o baja en cada variable si se utilizara solamente esa variable para la modelación y la probabilidad de presencia de la especie obtenida después de superponer todas las variables.

Variables /Probabilidad	Sagua-Baracoa		
	Baja	Media	Alta
Altitud	70.9	8.1	21.0
Cobertura	40.1	0.0	59.9
Regiones naturales	96.5	1.8	3.5
Superposición	97.6	0.2	2.2



Número de presencias usadas para generar los modelos: Sierra Maestra= 13



Comparación entre las dos metodologías de modelación

Sierra Maestra:

Probabilidad	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados		
	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Área (km)	5652	110	475	5368	320	549
Porcentaje	90.6	1.8	7.6	86.1	5.1	8.8

Coefficiente de correlación Gamma= 0.97, p=0.00, n=6237

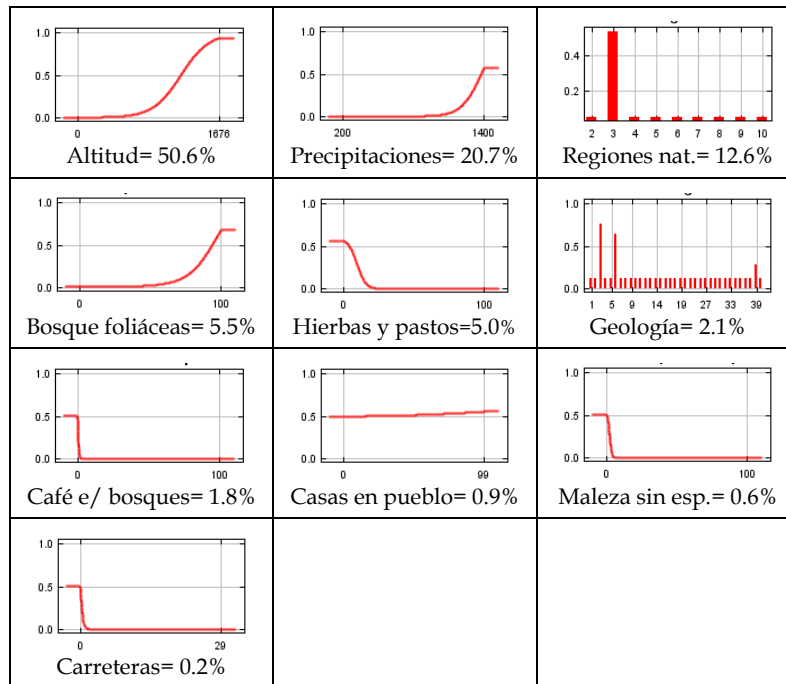


**Evaluación del modelo**

	Kappa (p)	TSS	AUC (p)	Área predicha (fraccional)	Tasa de omisión
<b>MaxEnt</b>	0.040 (0.000)	0.908	0.996 (0.000)	0.094	0.000
<b>C. H. A.</b>	0.025 (0.000)	0.862	--	0.139	0.000

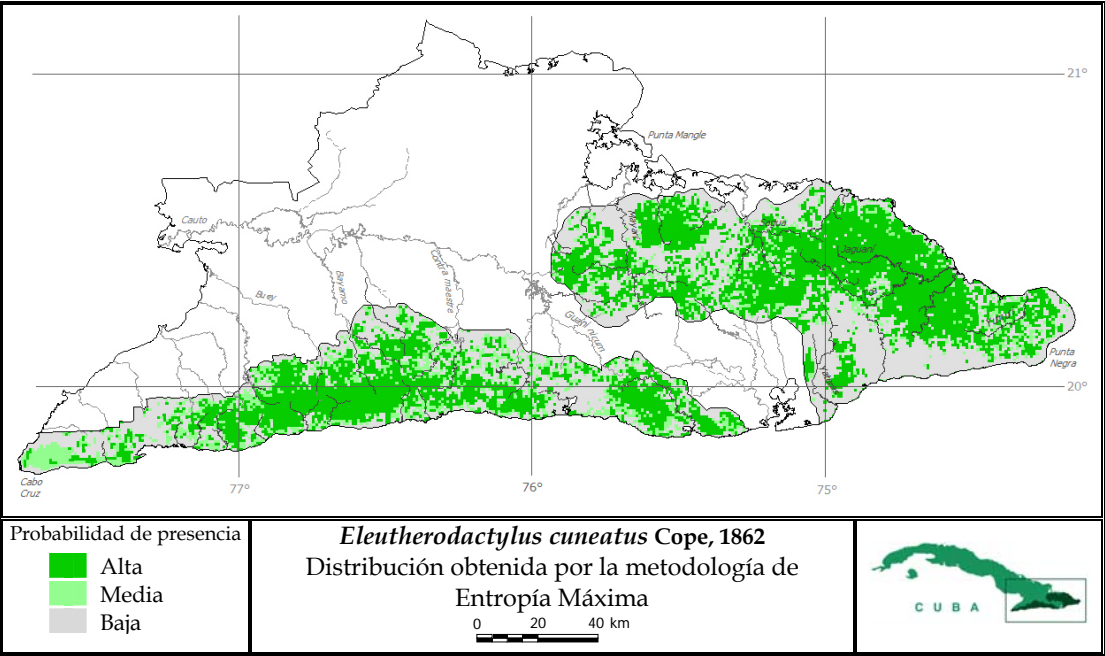
**Contribución relativa y curvas de respuesta de las variables ambientales**

Las gráficas muestran como cada variable ambiental afecta las predicciones de MaxEnt. El eje Y representa la probabilidad de presencia y el eje X representa los valores de cada variable. Los porcentajes representan la contribución relativa de las variables al modelo de MaxEnt.

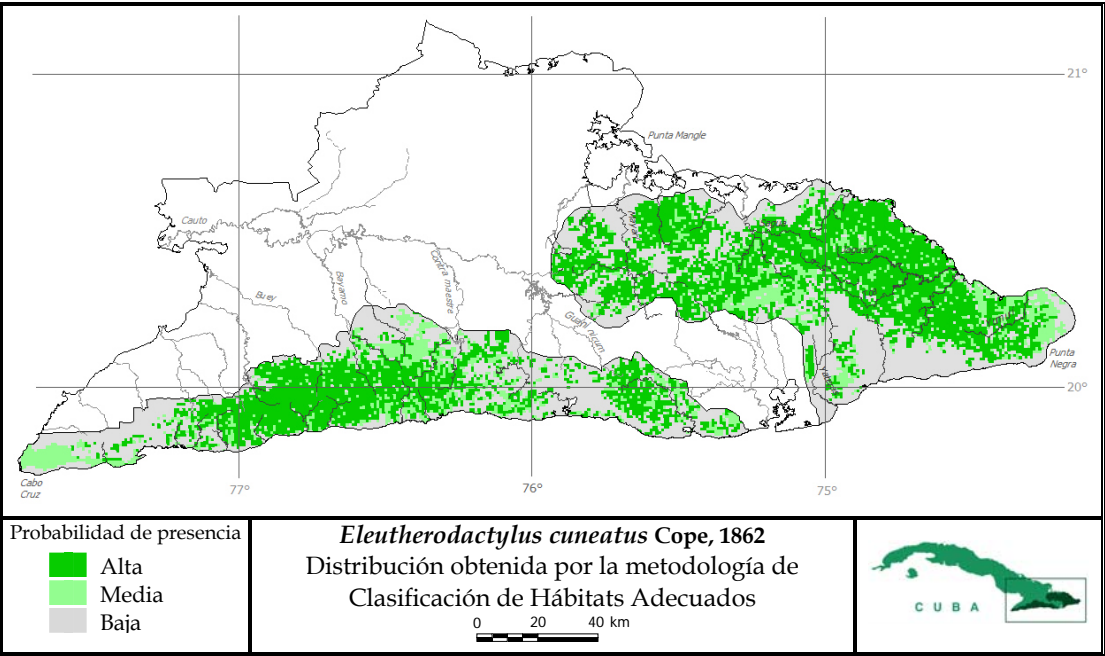
**Variables utilizadas en la modelación con Clasificación de Hábitats Adecuados**

Se muestra el porcentaje de cuadrículas que cumplen con las condiciones para tener una probabilidad de presencia alta, media o baja en cada variable si se utilizara solamente esa variable para la modelación y la probabilidad de presencia de la especie obtenida después de superponer todas las variables.

Variables /Probabilidad	Sierra Maestra		
	Baja	Media	Alta
Altitud	83.9	6.8	9.3
Cobertura	49.2	0.0	50.8
Regiones naturales	41.1	0.0	58.9
Superposición	86.1	5.1	8.8



Número de presencias usadas para generar los modelos: Sierra Maestra= 58, Sagua-Baracoa= 79



Comparación entre las dos metodologías de modelación

Sierra Maestra:	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados			
	Probabilidad	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Área (km)		2458	1159	2620	2706	1045	2486
Porcentaje		39.4	18.6	42.0	43.4	16.8	39.9
Coeficiente de correlación Gamma= 0.79, p=0.00, n=6237							

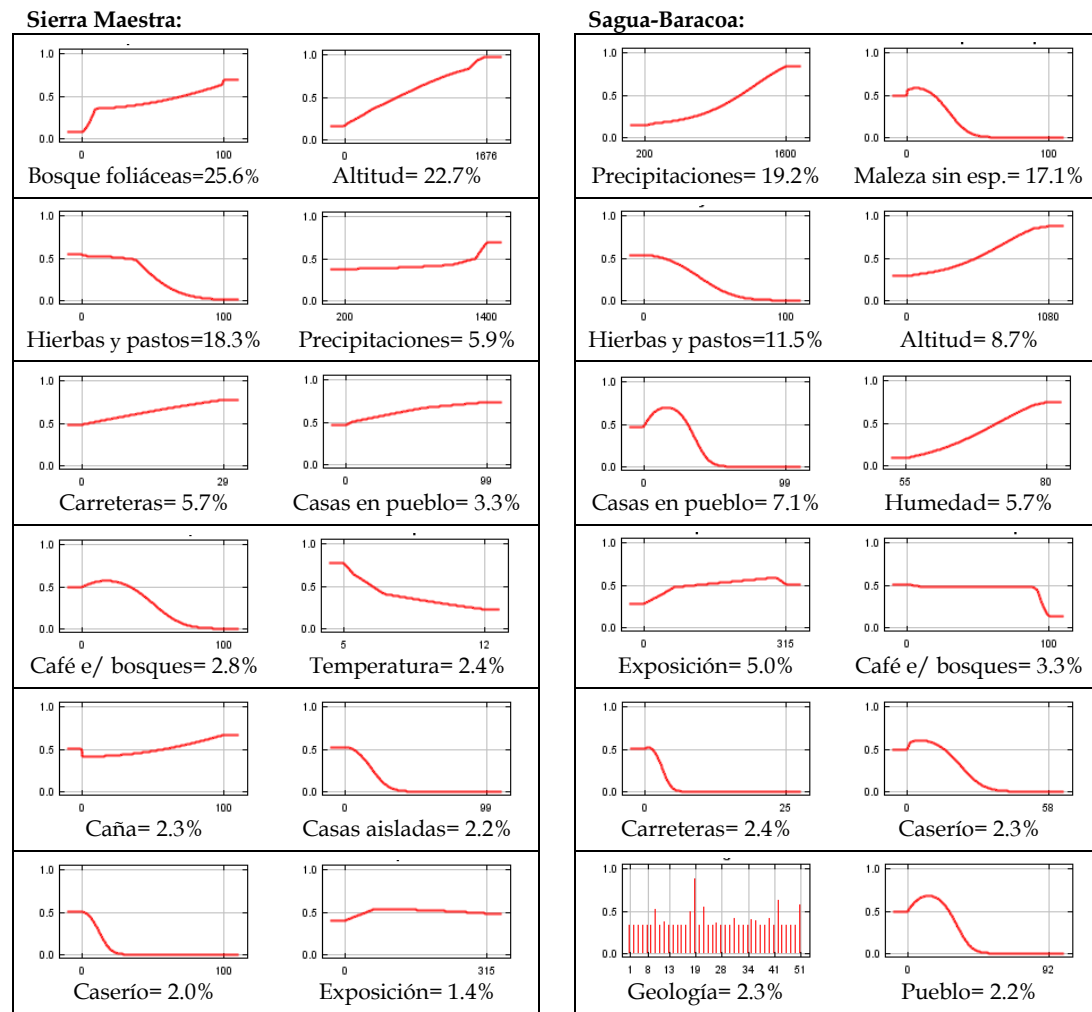
Sagua-Baracoa:	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados			
	Probabilidad	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Área (km)		3444	765	4029	3056	1170	4012
Porcentaje		41.8	9.3	48.9	37.1	14.2	48.7
Coeficiente de correlación Gamma= 0.89, p=0.00, n=8238							

**Evaluación del modelo**

	Kappa (p)	TSS	AUC (p)	Área predicha (fraccional)	Tasa de omisión
<b>MaxEnt</b>					
Sierra Maestra	0.015 (0.000)	0.374	0.825 (0.000)	0.606	0.000
Sagua-Baracoa	0.012 (0.000)	0.383	0.884 (0.000)	0.582	0.000
<b>C. H. A.</b>					
Sierra Maestra	0.018 (0.000)	0.401	--	0.566	0.038
Sagua-Baracoa	0.010 (0.000)	0.336	--	0.629	0.038

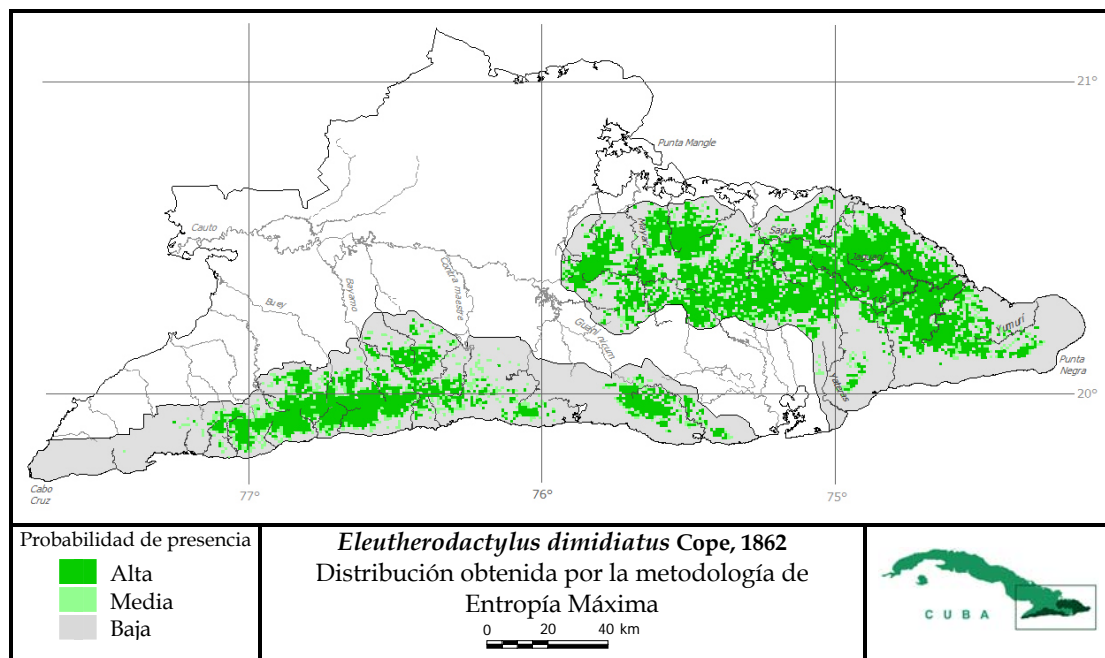
**Contribución relativa y curvas de respuesta de las variables ambientales**

Las gráficas muestran como cada variable ambiental afecta las predicciones de MaxEnt. El eje Y representa la probabilidad de presencia y el eje X representa los valores de cada variable. Los porcentajes representan la contribución relativa de las variables a los modelos de MaxEnt.

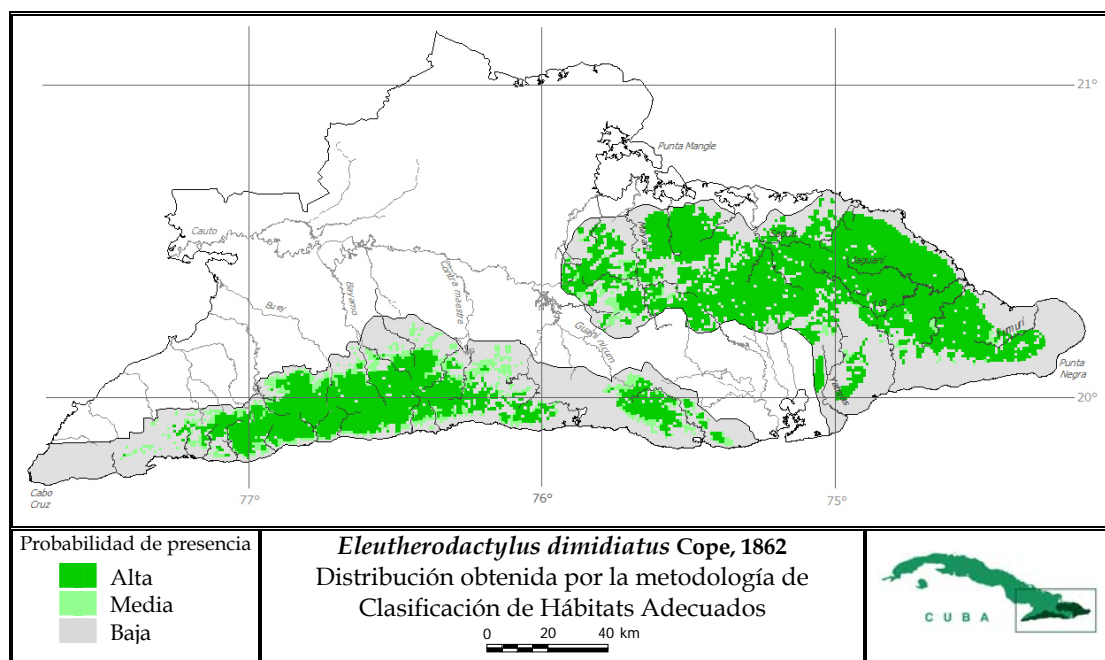
**Variables utilizadas en la modelación con Clasificación de Hábitats Adecuados**

Se muestra el porcentaje de cuadrículas que cumplen con las condiciones para tener una probabilidad de presencia alta, media o baja en cada variable si se utilizara solamente esa variable para la modelación y la probabilidad de presencia de la especie obtenida después de superponer todas las variables.

Variables /Probabilidad	Sierra Maestra			Sagua-Baracoa		
	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Cobertura	43.4	0.5	56.1	37.1	0.1	62.8
Ríos	0.0	72.6	27.4	0.0	64.7	35.3
Arroyos	0.0	43.4	56.6	0.0	39.9	60.1
Superposición	43.4	16.8	39.9	37.1	14.2	48.7



Número de presencias usadas para generar los modelos: Sierra Maestra= 39, Sagua-Baracoa= 55



#### Comparación entre las dos metodologías de modelación

##### Sierra Maestra:

Probabilidad	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados		
	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Área (km)	4478	535	1224	3487	711	2039
Porcentaje	71.8	8.6	19.6	55.9	11.4	32.7

Coeficiente de correlación Gamma= 0.95, p=0.00, n=6237

##### Sagua-Baracoa:

Probabilidad	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados		
	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Área (km)	4224	675	3339	3678	192	4368
Porcentaje	51.3	8.2	40.5	44.6	2.3	53.0

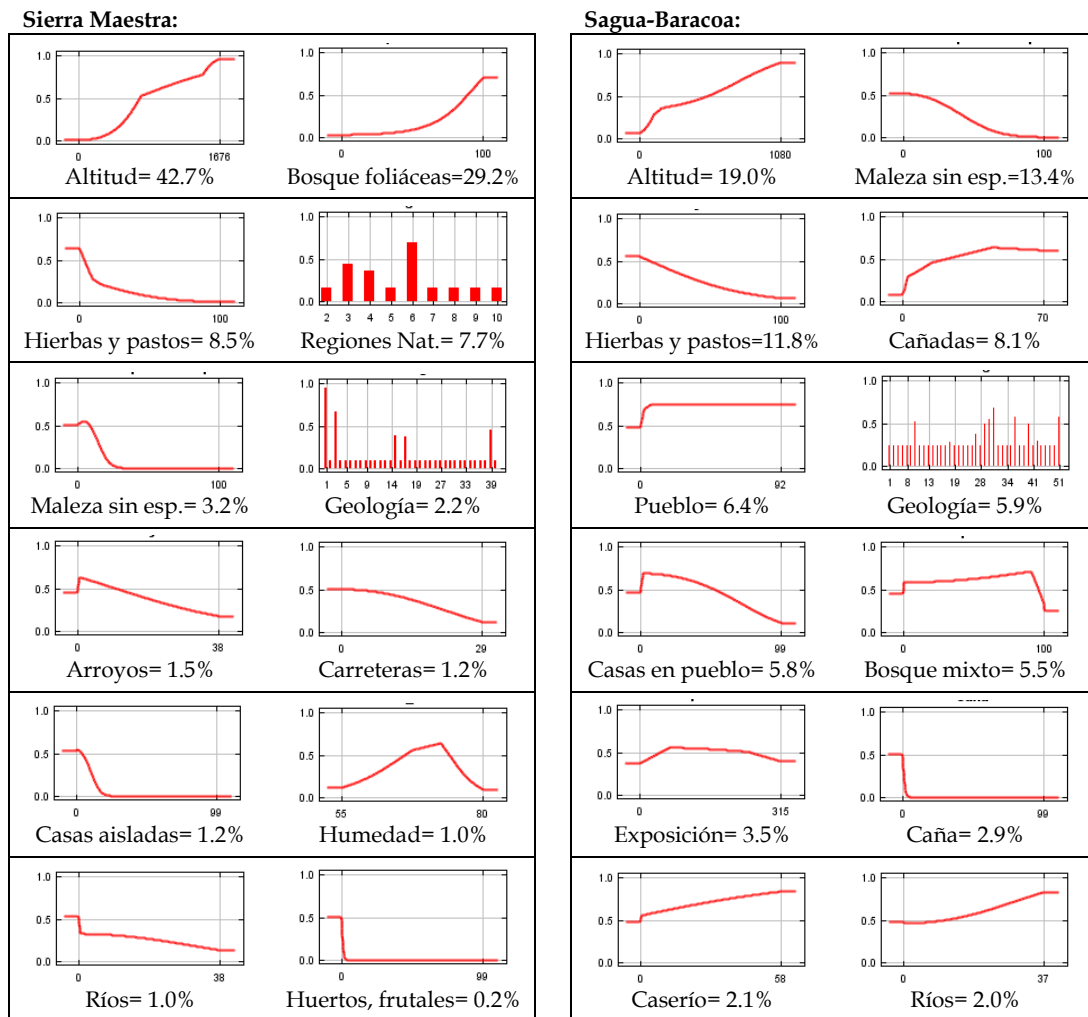
Coeficiente de correlación Gamma= 0.93, p=0.00, n=8238

**Evaluación del modelo**

	Kappa (p)	TSS	AUC (p)	Área predicha (fraccional)	Tasa de omisión
<b>MaxEnt</b>					
Sierra Maestra	0.032 (0.000)	0.722	0.955 (0.000)	0.282	0.000
Sagua-Baracoa	0.006 (0.000)	0.477	0.917 (0.000)	0.487	0.000
<b>C. H. A.</b>					
Sierra Maestra	0.016 (0.000)	0.563	--	0.441	0.000
Sagua-Baracoa	0.005 (0.000)	0.448	--	0.554	0.000

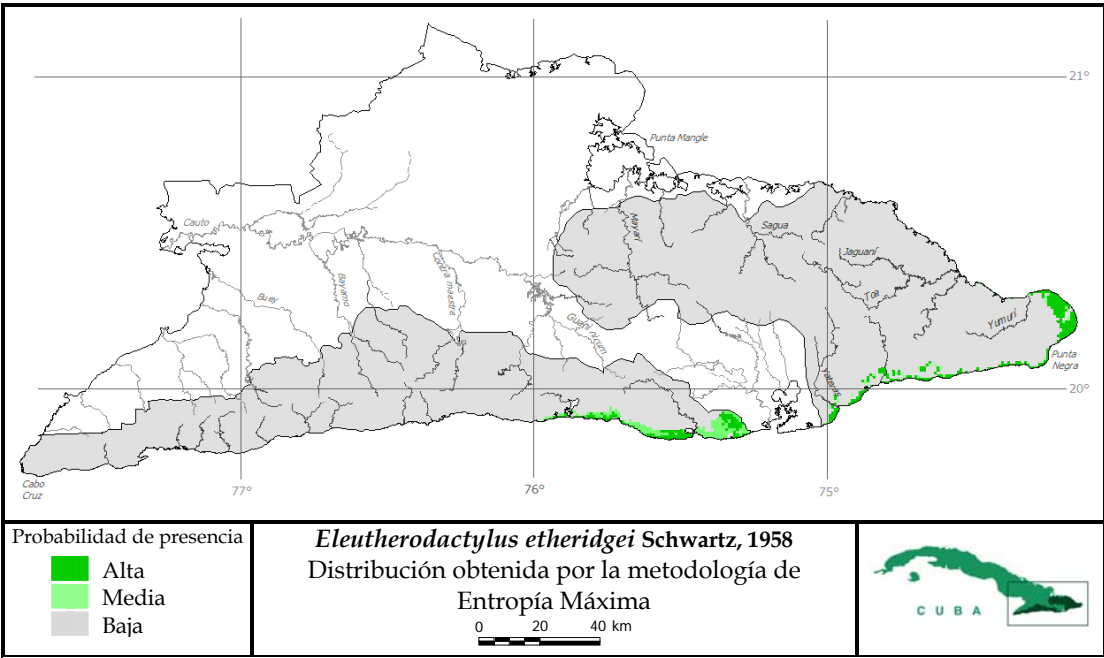
**Contribución relativa y curvas de respuesta de las variables ambientales**

Las gráficas muestran como cada variable ambiental afecta las predicciones de MaxEnt. El eje Y representa la probabilidad de presencia y el eje X representa los valores de cada variable. Los porcentajes representan la contribución relativa de las variables a los modelos de MaxEnt.

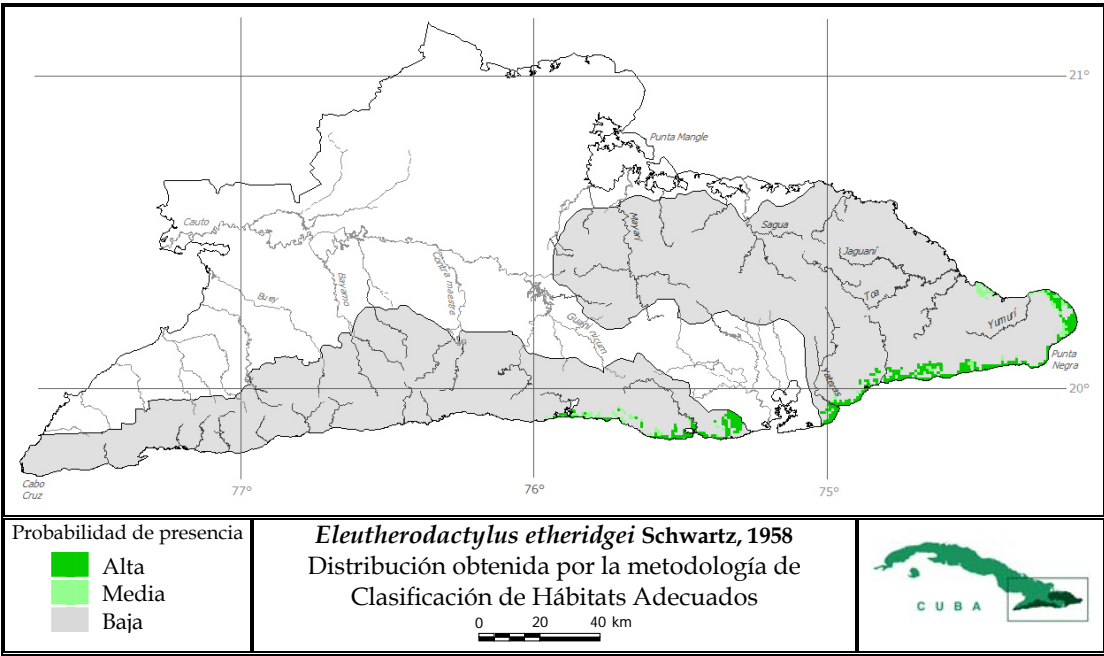
**Variables utilizadas en la modelación con Clasificación de Hábitats Adecuados**

Se muestra el porcentaje de cuadrículas que cumplen con las condiciones para tener una probabilidad de presencia alta, media o baja en cada variable si se utilizara solamente esa variable para la modelación y la probabilidad de presencia de la especie obtenida después de superponer todas las variables.

Variables / Probabilidad	Sierra Maestra			Sagua-Baracoa		
	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Altitud	38.7	24.1	37.2	9.7	0.0	90.3
Cobertura	43.5	0.2	56.4	36.9	3.1	60.0
Regiones naturales	21.2	0.0	78.8	15.4	0.0	84.6
Superposición	55.9	11.4	32.7	44.6	2.3	53.0



Número de presencias usadas para generar los modelos: Sierra Maestra= 4, Sagua-Baracoa= 2



Comparación entre las dos metodologías de modelación

Sierra Maestra:	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados			
	Probabilidad	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Área (km)		5954	151	132	6048	49	140
Porcentaje		95.5	2.4	2.1	97.0	0.8	2.2
Coeficiente de correlación Gamma= 0.98, p=0.00, n=6237							

Sagua-Baracoa:	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados			
	Probabilidad	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Área (km)		7945	25	268	7867	79	292
Porcentaje		96.4	0.3	3.3	95.5	1.0	3.5

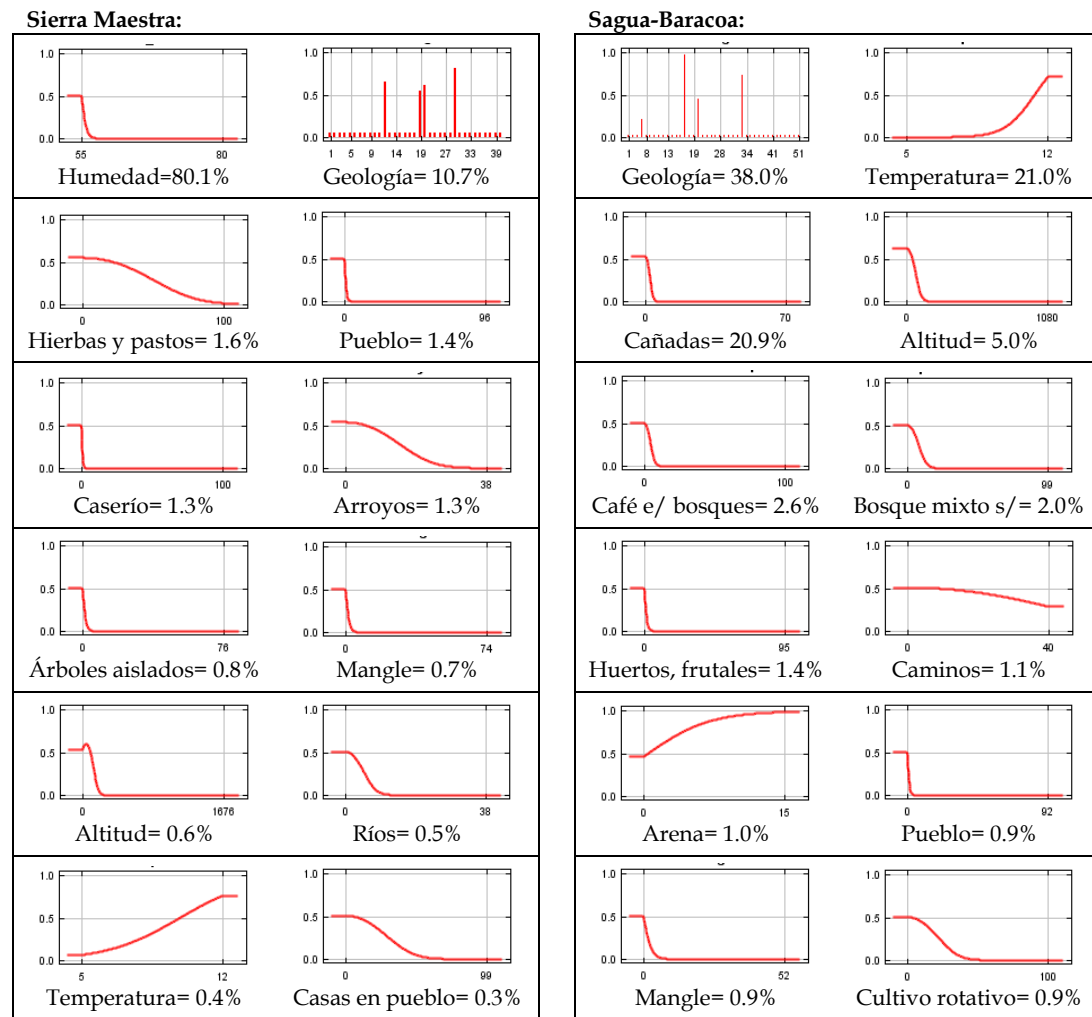
Coeficiente de correlación Gamma= **0.99**, p=0.00, n=8238

**Evaluación del modelo**

	Kappa (p)	TSS	AUC (p)	Área predicha (fraccional)	Tasa de omisión
<b>MaxEnt</b>					
Sierra Maestra	0.027 (0.000)	0.955	0.995 (0.001)	0.045	0.000
Sagua-Baracoa	0.013 (0.000)	0.965	0.998 (0.001)	0.036	0.000
<b>C. H. A.</b>					
Sierra Maestra	0.040 (0.000)	0.970	--	0.030	0.000
Sagua-Baracoa	0.010 (0.000)	0.955	--	0.045	0.000

**Contribución relativa y curvas de respuesta de las variables ambientales**

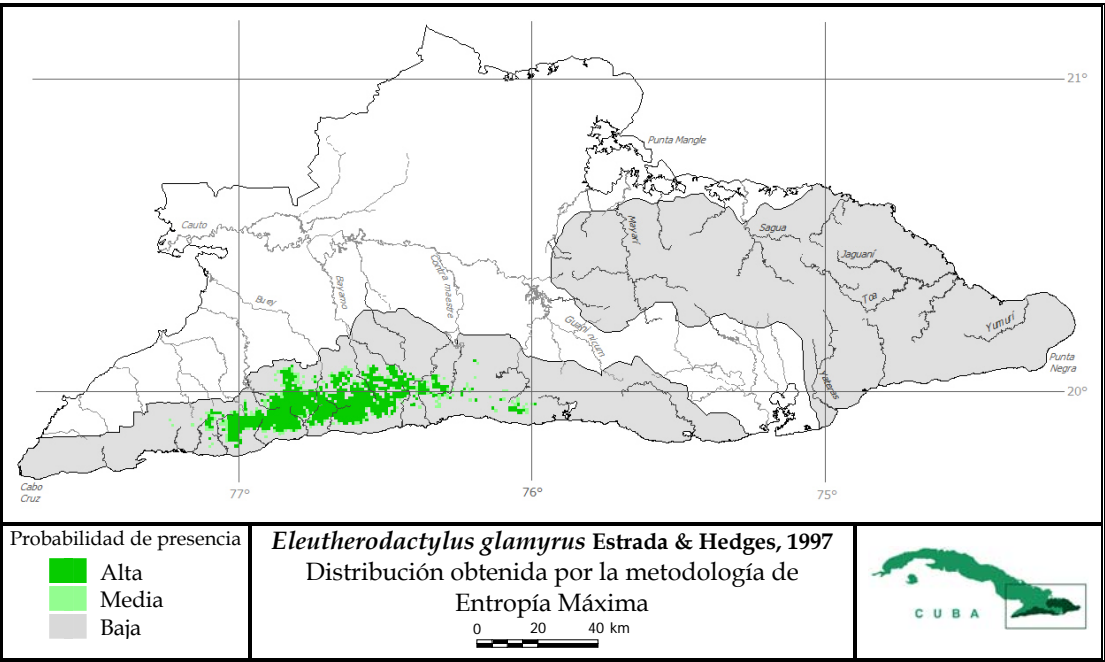
Las gráficas muestran como cada variable ambiental afecta las predicciones de MaxEnt. El eje Y representa la probabilidad de presencia y el eje X representa los valores de cada variable. Los porcentajes representan la contribución relativa de las variables a los modelos de MaxEnt.

**Variables utilizadas en la modelación con Clasificación de Hábitats Adecuados**

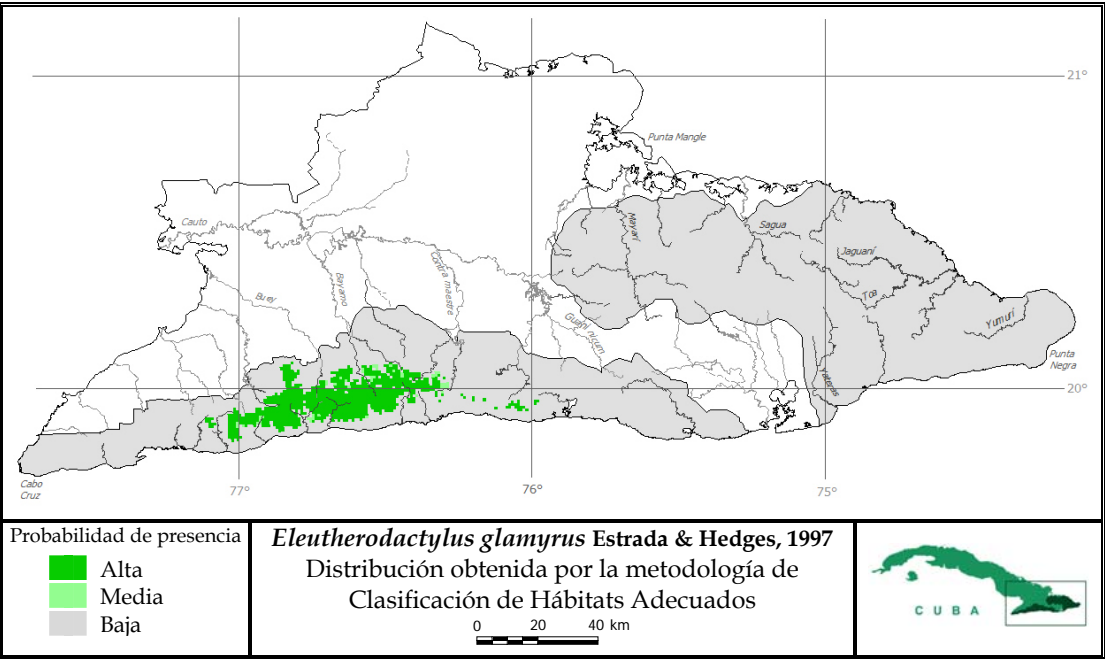
Se muestra el porcentaje de cuadrículas que cumplen con las condiciones para tener una probabilidad de presencia alta, media o baja en cada variable si se utilizara solamente esa variable para la modelación y la probabilidad de presencia de la especie obtenida después de superponer todas las variables.

Variables / Probabilidad	Sierra Maestra			Sagua-Baracoa		
	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Altitud	83.3	0.0	16.7	82.3	0.0	17.7
Cobertura	49.2	0.8	50.0	55.7	28.5	15.9
Regiones naturales	83.3	0.0	16.7	87.8	0.0	12.2
Superposición	97.0	0.8	2.2	95.5	1.0	3.5





Número de presencias usadas para generar los modelos: Sierra Maestra= 23



Comparación entre las dos metodologías de modelación

Sierra Maestra:	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados			
	Probabilidad	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Área (km)		5250	182	805	5324	45	868
Porcentaje		84.2	2.9	12.9	85.4	0.7	13.9

Coeficiente de correlación Gamma= 0.98, p=0.00, n=6237

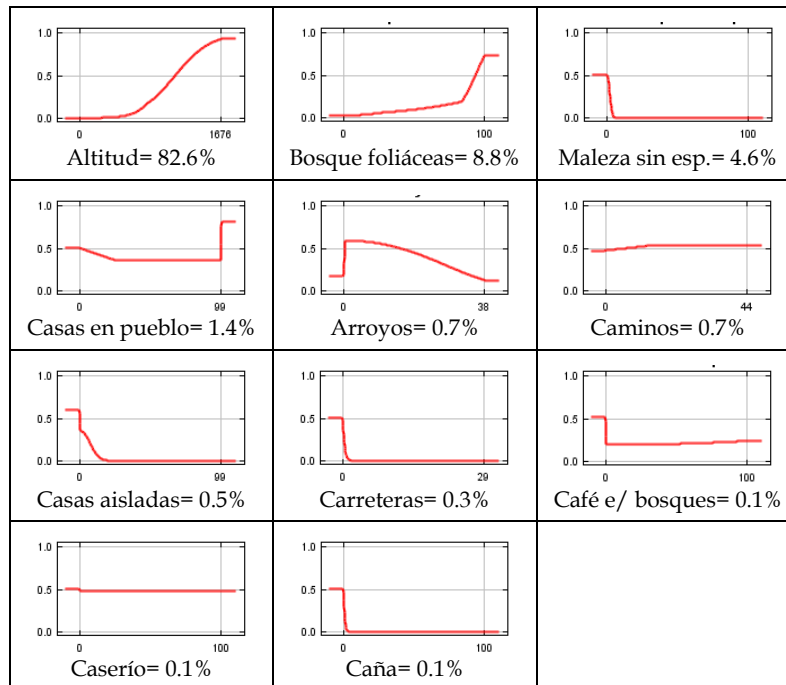


**Evaluación del modelo**

	Kappa (p)	TSS	AUC (p)	Área predicha (fraccional)	Tasa de omisión
<b>MaxEnt</b>	0.039 (0.000)	0.845	0.977 (0.000)	0.158	0.000
<b>C. H. A.</b>	0.042 (0.000)	0.857	--	0.146	0.000

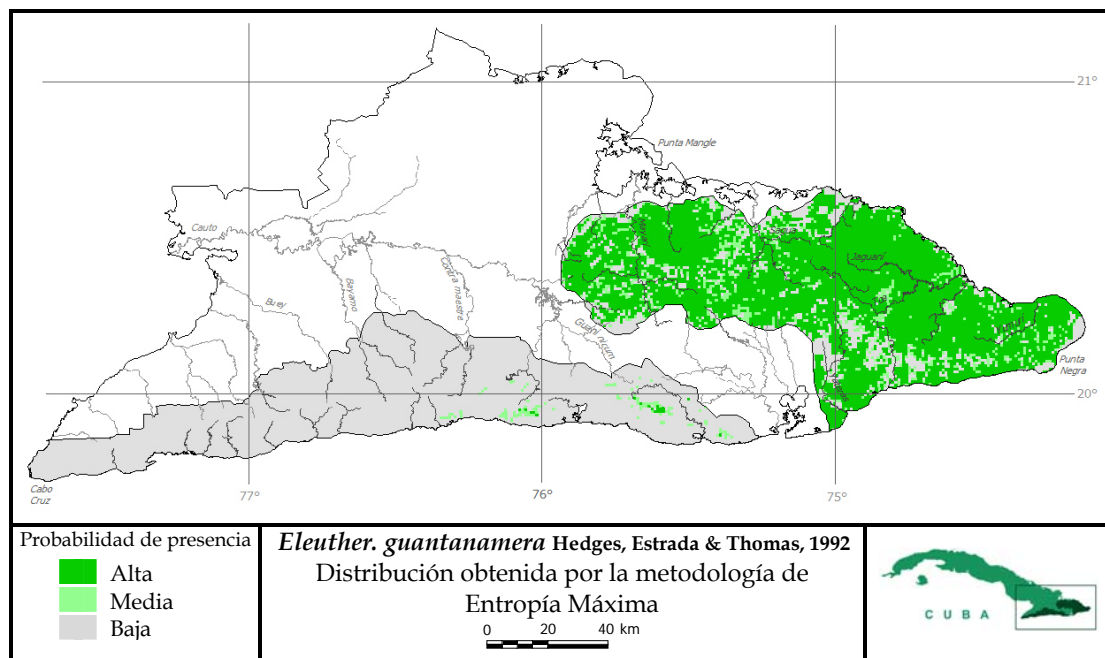
**Contribución relativa y curvas de respuesta de las variables ambientales**

Las gráficas muestran como cada variable ambiental afecta las predicciones de MaxEnt. El eje Y representa la probabilidad de presencia y el eje X representa los valores de cada variable. Los porcentajes representan la contribución relativa de las variables al modelo de MaxEnt.

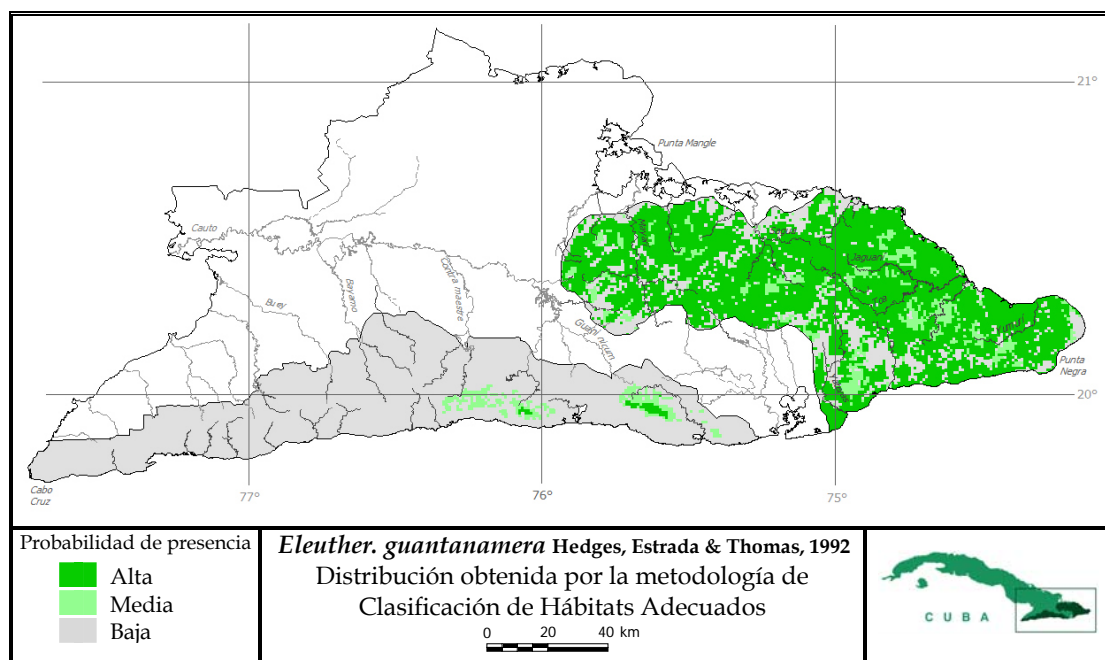
**Variables utilizadas en la modelación con Clasificación de Hábitats Adecuados**

Se muestra el porcentaje de cuadrículas que cumplen con las condiciones para tener una probabilidad de presencia alta, media o baja en cada variable si se utilizara solamente esa variable para la modelación y la probabilidad de presencia de la especie obtenida después de superponer todas las variables.

Variables /Probabilidad	Sierra Maestra		
	Baja	Media	Alta
Altitud	83.9	0.0	16.1
Cobertura	43.6	5.6	50.8
Regiones naturales	41.1	0.0	58.9
Superposición	85.4	0.7	13.9



Número de presencias usadas para generar los modelos: Sierra Maestra= 4, Sagua-Baracoa= 48



#### Comparación entre las dos metodologías de modelación

##### Sierra Maestra:

Probabilidad	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados		
	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Área (km)	6114	104	19	5940	250	47
Porcentaje	98.0	1.7	0.3	95.2	4.0	0.8

Coeficiente de correlación Gamma= 0.95, p=0.00, n=6237

##### Sagua-Baracoa:

Probabilidad	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados		
	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Área (km)	1328	818	6092	1734	712	5792
Porcentaje	16.1	9.9	73.9	21.0	8.6	70.3

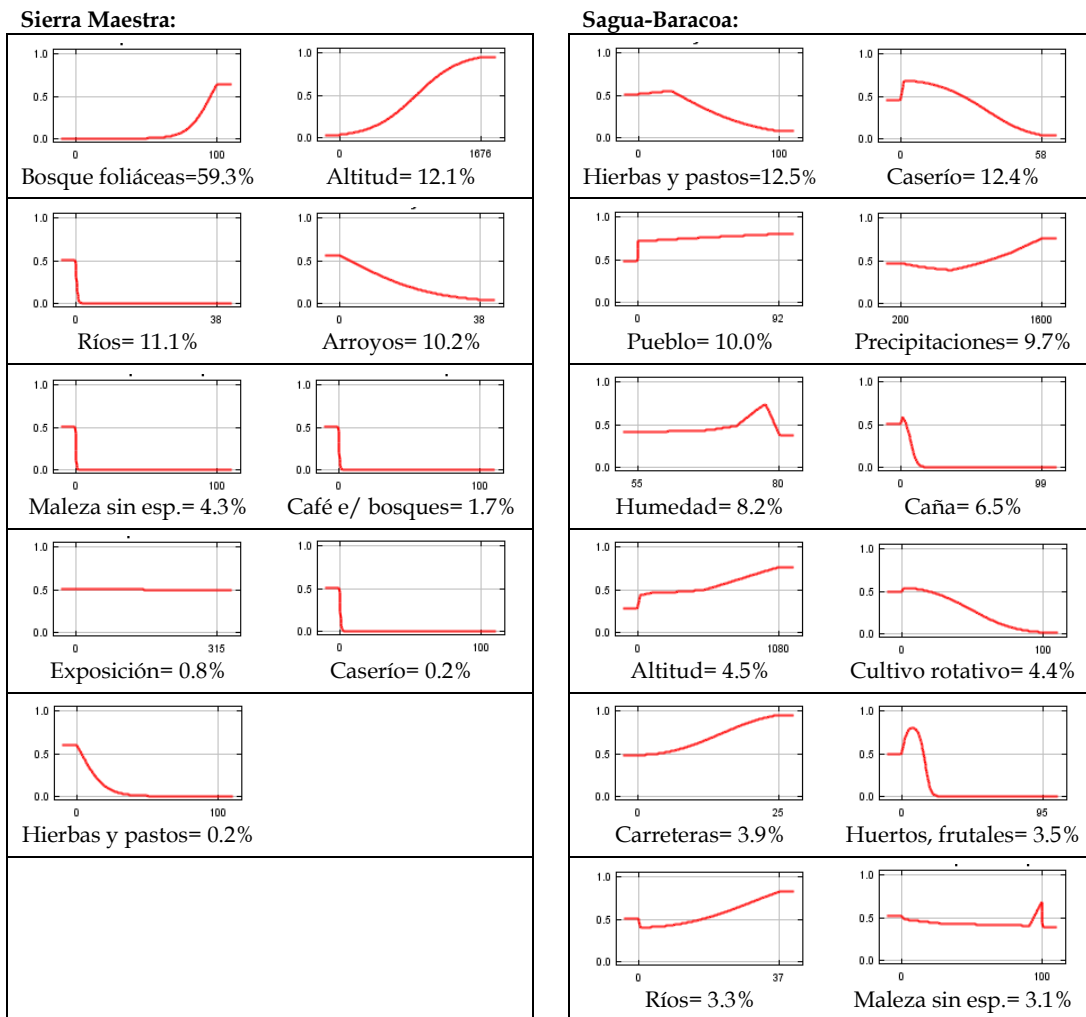
Coeficiente de correlación Gamma= 0.82, p=0.00, n=8238

**Evaluación del modelo**

	Kappa (p)	TSS	AUC (p)	Área predicha (fraccional)	Tasa de omisión
<b>MaxEnt</b>					
Sierra Maestra	0.062 (0.000)	0.981	0.991 (0.000)	0.020	0.000
Sagua-Baracoa	0.002 (0.024)	0.120	0.800 (0.000)	0.839	0.000
<b>C. H. A.</b>					
Sierra Maestra	0.025 (0.000)	0.953	--	0.048	0.000
Sagua-Baracoa	0.002 (0.012)	0.149	--	0.790	0.042

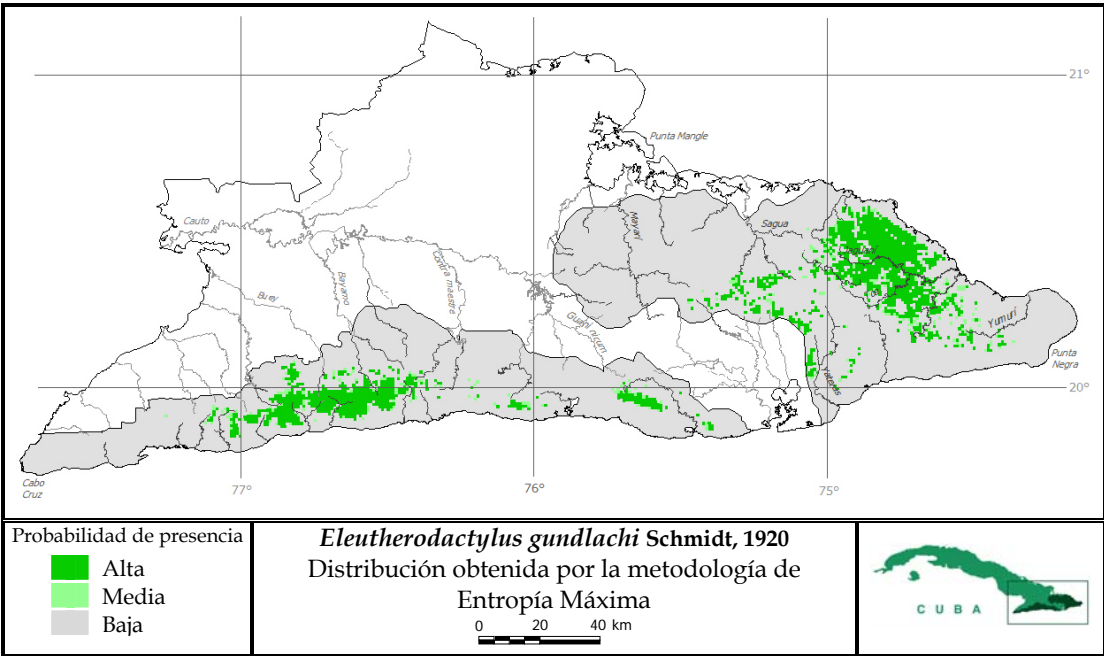
**Contribución relativa y curvas de respuesta de las variables ambientales**

Las gráficas muestran como cada variable ambiental afecta las predicciones de MaxEnt. El eje Y representa la probabilidad de presencia y el eje X representa los valores de cada variable. Los porcentajes representan la contribución relativa de las variables a los modelos de MaxEnt.

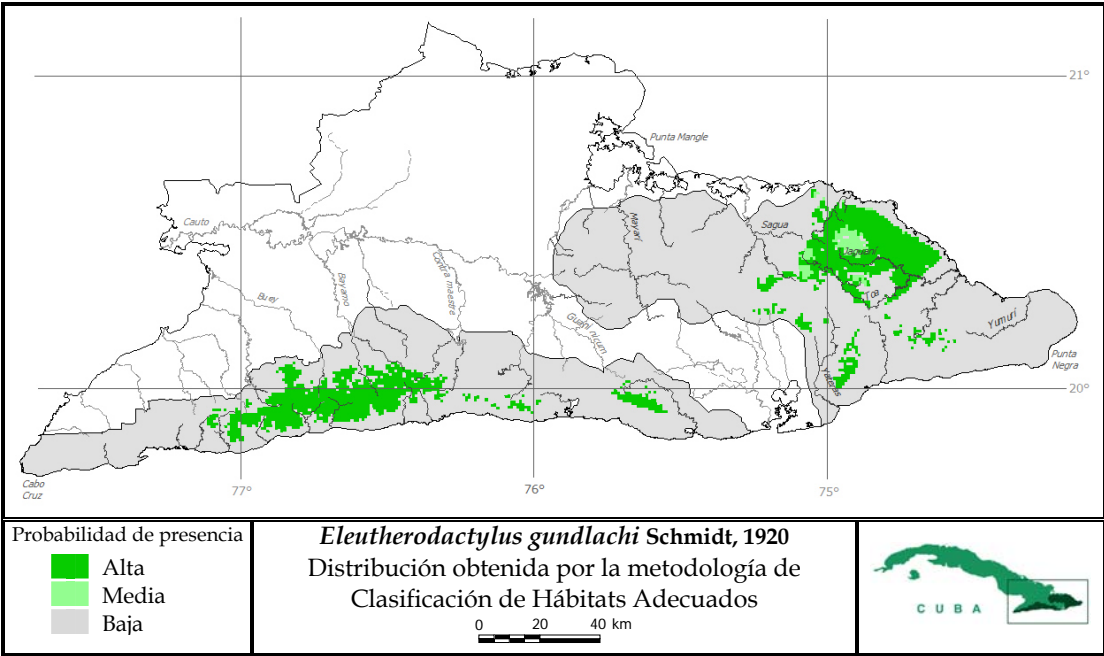
**Variables utilizadas en la modelación con Clasificación de Hábitats Adecuados**

Se muestra el porcentaje de cuadrículas que cumplen con las condiciones para tener una probabilidad de presencia alta, media o baja en cada variable si se utilizara solamente esa variable para la modelación y la probabilidad de presencia de la especie obtenida después de superponer todas las variables.

Variables / Probabilidad	Sierra Maestra			Sagua-Baracoa		
	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Altitud	71.5	16.8	11.7	0.0	41.4	58.6
Cobertura	43.5	0.2	56.4	21.0	26.1	52.8
Regiones naturales	81.4	0.0	18.6	-	-	-
Superposición	95.2	4.0	0.8	21.0	8.6	70.3



Número de presencias usadas para generar los modelos: Sierra Maestra= 24, Sagua-Baracoa= 5



Comparación entre las dos metodologías de modelación

Sierra Maestra:	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados			
	Probabilidad	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Área (km)		5513	110	614	5206	0	1031
Porcentaje		88.4	1.8	9.8	83.5	0.0	16.5
Coeficiente de correlación Gamma= 0.99, p=0.00, n=6237							

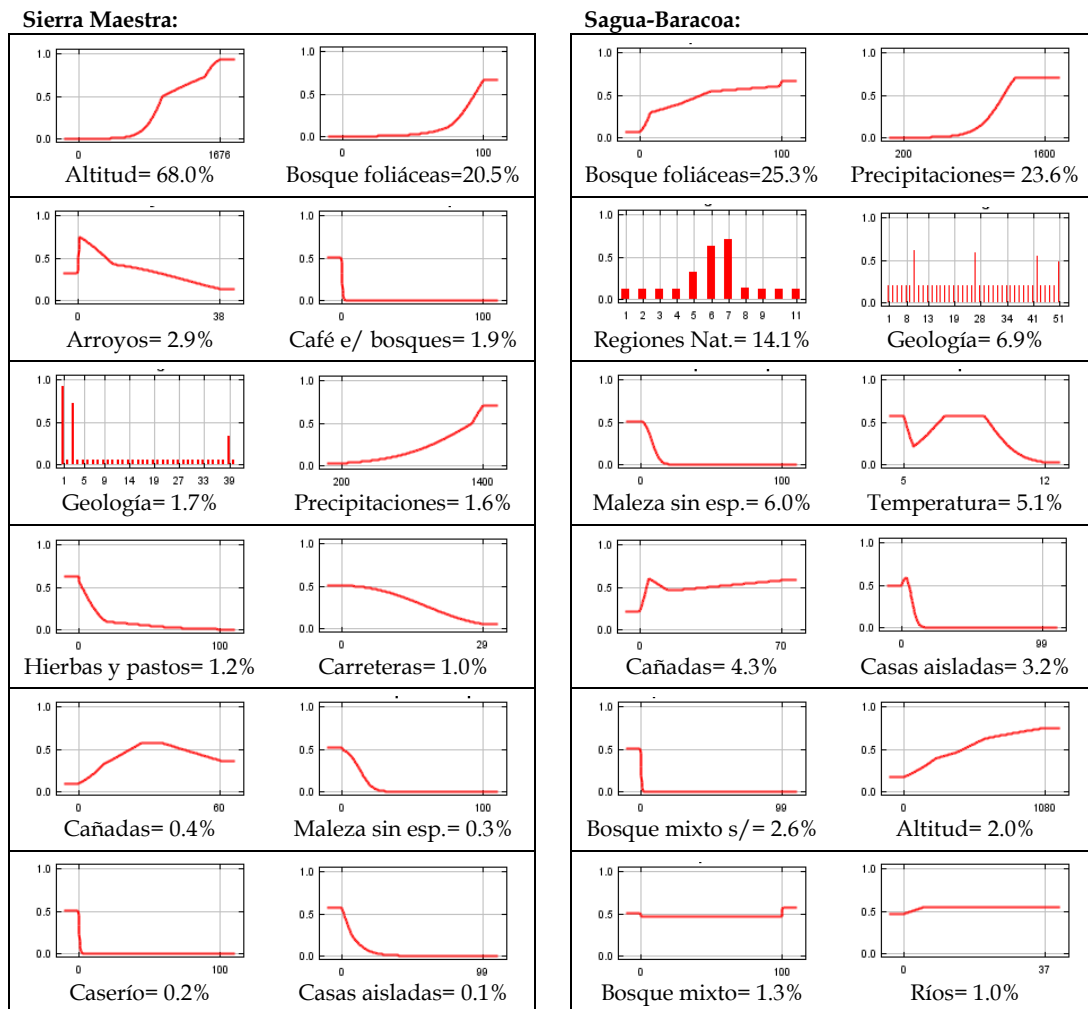
Sagua-Baracoa:	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados			
	Probabilidad	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Área (km)		7028	158	1052	7026	133	1079
Porcentaje		85.3	1.9	12.8	85.3	1.6	13.1
Coeficiente de correlación Gamma= 0.89, p=0.00, n=8238							

**Evaluación del modelo**

	Kappa (p)	TSS	AUC (p)	Área predicha (fraccional)	Tasa de omisión
<b>MaxEnt</b>					
Sierra Maestra	0.057 (0.000)	0.887	0.986 (0.000)	0.116	0.000
Sagua-Baracoa	0.007 (0.000)	0.854	0.993 (0.000)	0.147	0.000
<b>C. H. A.</b>					
Sierra Maestra	0.038 (0.000)	0.838	--	0.165	0.000
Sagua-Baracoa	0.007 (0.000)	0.853	--	0.147	0.000

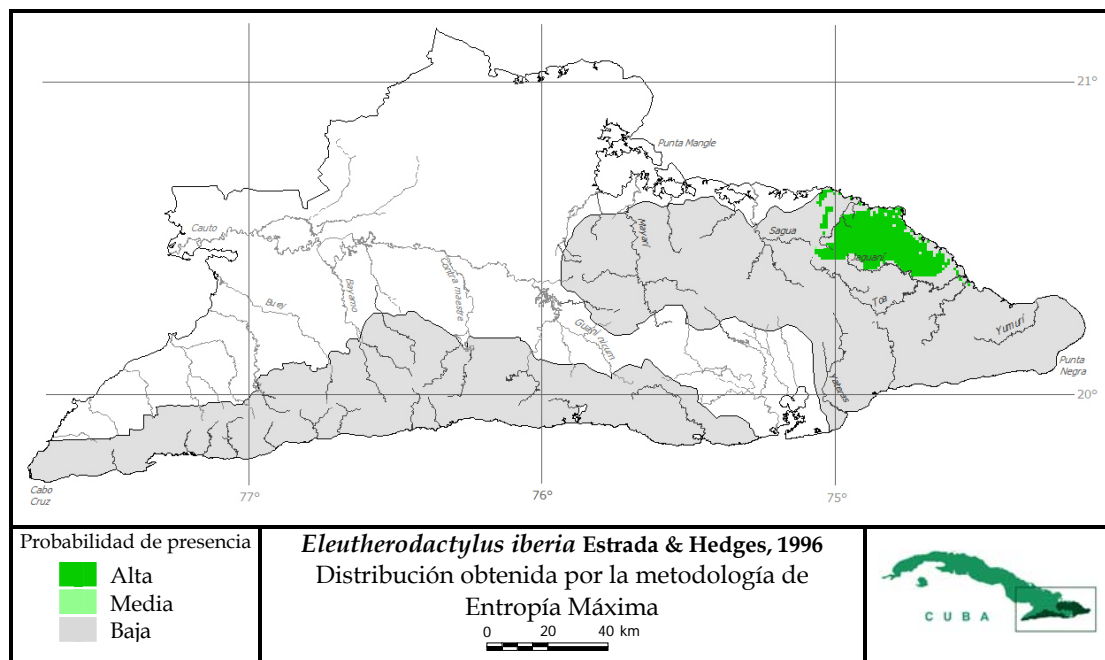
**Contribución relativa y curvas de respuesta de las variables ambientales**

Las gráficas muestran como cada variable ambiental afecta las predicciones de MaxEnt. El eje Y representa la probabilidad de presencia y el eje X representa los valores de cada variable. Los porcentajes representan la contribución relativa de las variables a los modelos de MaxEnt.

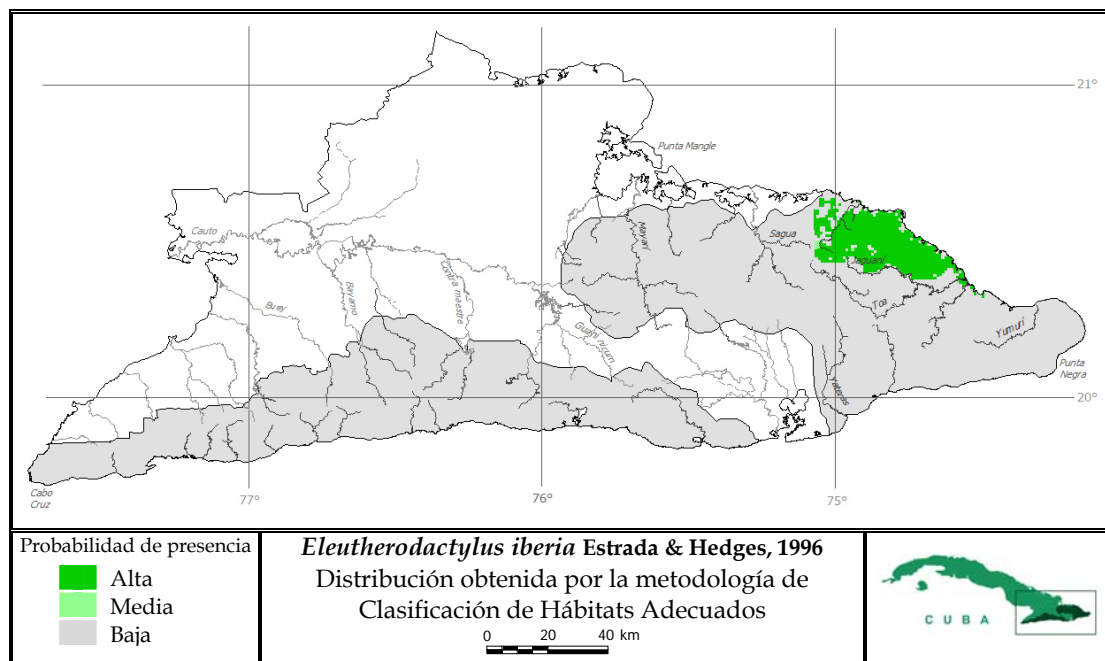
**Variables utilizadas en la modelación con Clasificación de Hábitats Adecuados**

Se muestra el porcentaje de cuadrículas que cumplen con las condiciones para tener una probabilidad de presencia alta, media o baja en cada variable si se utilizara solamente esa variable para la modelación y la probabilidad de presencia de la especie obtenida después de superponer todas las variables.

Variables /Probabilidad	Sierra Maestra			Sagua-Baracoa		
	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Altitud	81.5	0.0	18.5	0.0	14.3	85.7
Cobertura	49.1	0.2	50.8	62.5	0.0	37.5
Regiones naturales	30.4	0.0	69.6	51.0	0.0	49.0
Superposición	83.5	0.0	16.5	85.3	1.6	13.1



Número de presencias usadas para generar los modelos: Sagua-Baracoa= 9



#### Comparación entre las dos metodologías de modelación

Sagua-Baracoa:

Probabilidad	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados		
	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Área (km)	7539	6	693	7427	7	804
Porcentaje	91.5	0.1	8.4	90.2	0.1	9.8

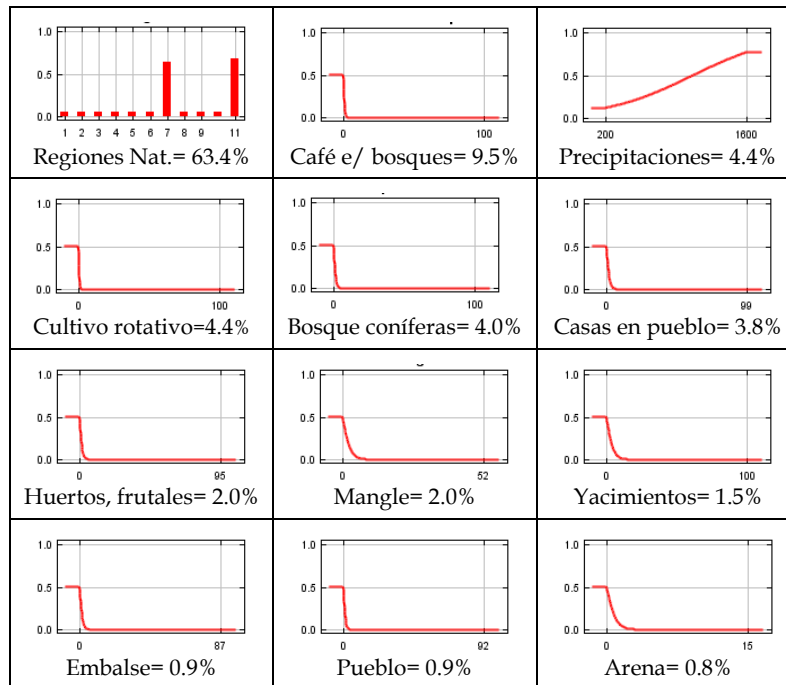
Coeficiente de correlación Gamma= 0.99, p=0.00, n=8238

**Evaluación del modelo**

	Kappa (p)	TSS	AUC (p)	Área predicha (fraccional)	Tasa de omisión
<b>MaxEnt</b>	0.023 (0.000)	0.916	0.976 (0.000)	0.085	0.000
<b>C. H. A.</b>	0.020 (0.000)	0.903	--	0.098	0.000

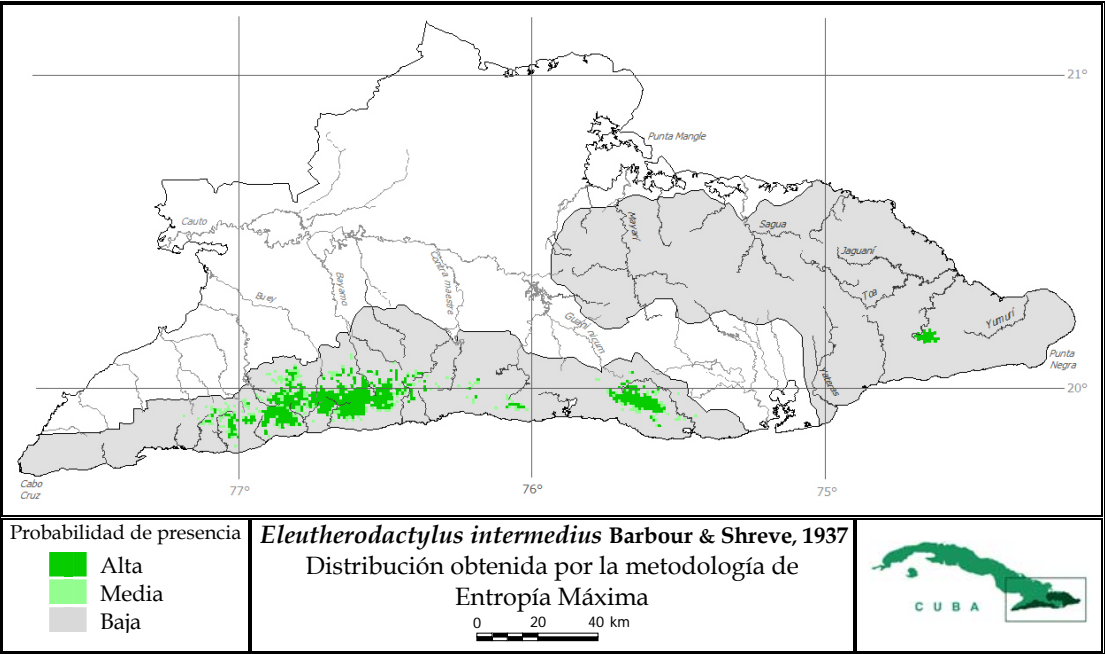
**Contribución relativa y curvas de respuesta de las variables ambientales**

Las gráficas muestran como cada variable ambiental afecta las predicciones de MaxEnt. El eje Y representa la probabilidad de presencia y el eje X representa los valores de cada variable. Los porcentajes representan la contribución relativa de las variables al modelo de MaxEnt.

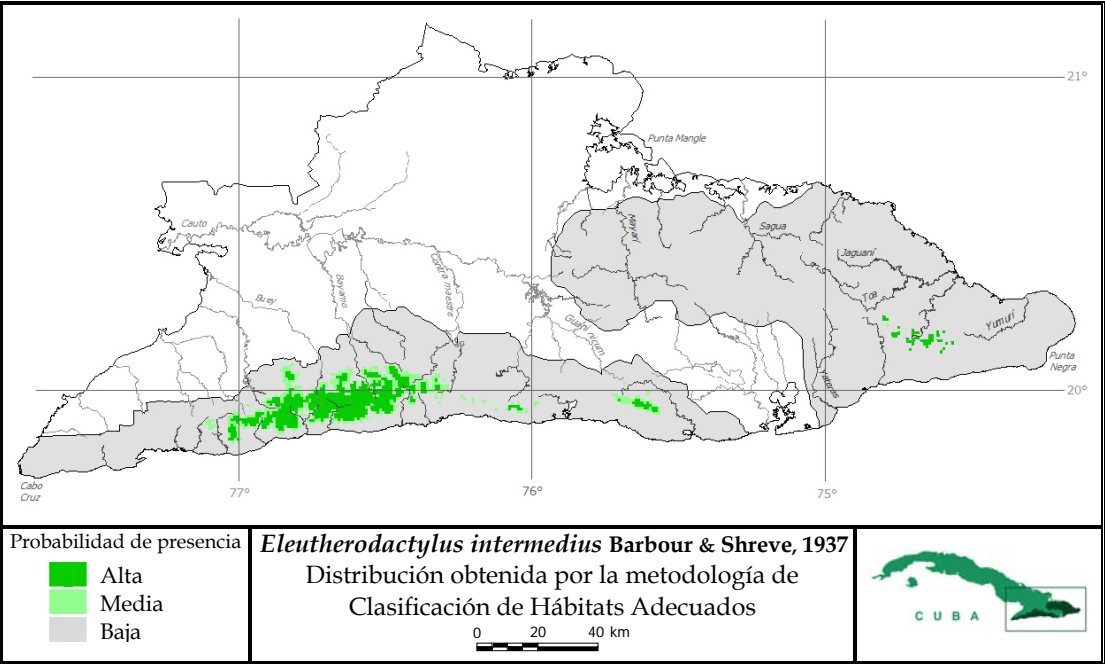
**Variables utilizadas en la modelación con Clasificación de Hábitats Adecuados**

Se muestra el porcentaje de cuadrículas que cumplen con las condiciones para tener una probabilidad de presencia alta, media o baja en cada variable si se utilizara solamente esa variable para la modelación y la probabilidad de presencia de la especie obtenida después de superponer todas las variables.

Variables /Probabilidad	Sagua-Baracoa		
	Baja	Media	Alta
Altitud	0.0	1.6	98.4
Cobertura	36.9	18.6	44.4
Regiones naturales	87.7	0.0	12.3
Superposición	90.2	0.1	9.8



Número de presencias usadas para generar los modelos: Sierra Maestra= 16, Sagua-Baracoa= 4



Comparación entre las dos metodologías de modelación

Sierra Maestra:	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados			
	Probabilidad	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Área (km)		5407	253	577	5264	397	576
Porcentaje		86.7	4.1	9.3	84.4	6.4	9.2
Coeficiente de correlación Gamma= 0.95, p=0.00, n=6237							

Sagua-Baracoa:	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados			
	Probabilidad	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Área (km)		8210	1	27	8193	1	44
Porcentaje		99.7	0.01	0.3	99.5	0.01	0.5
Coeficiente de correlación Gamma= 0.99, p=0.00, n=8238							

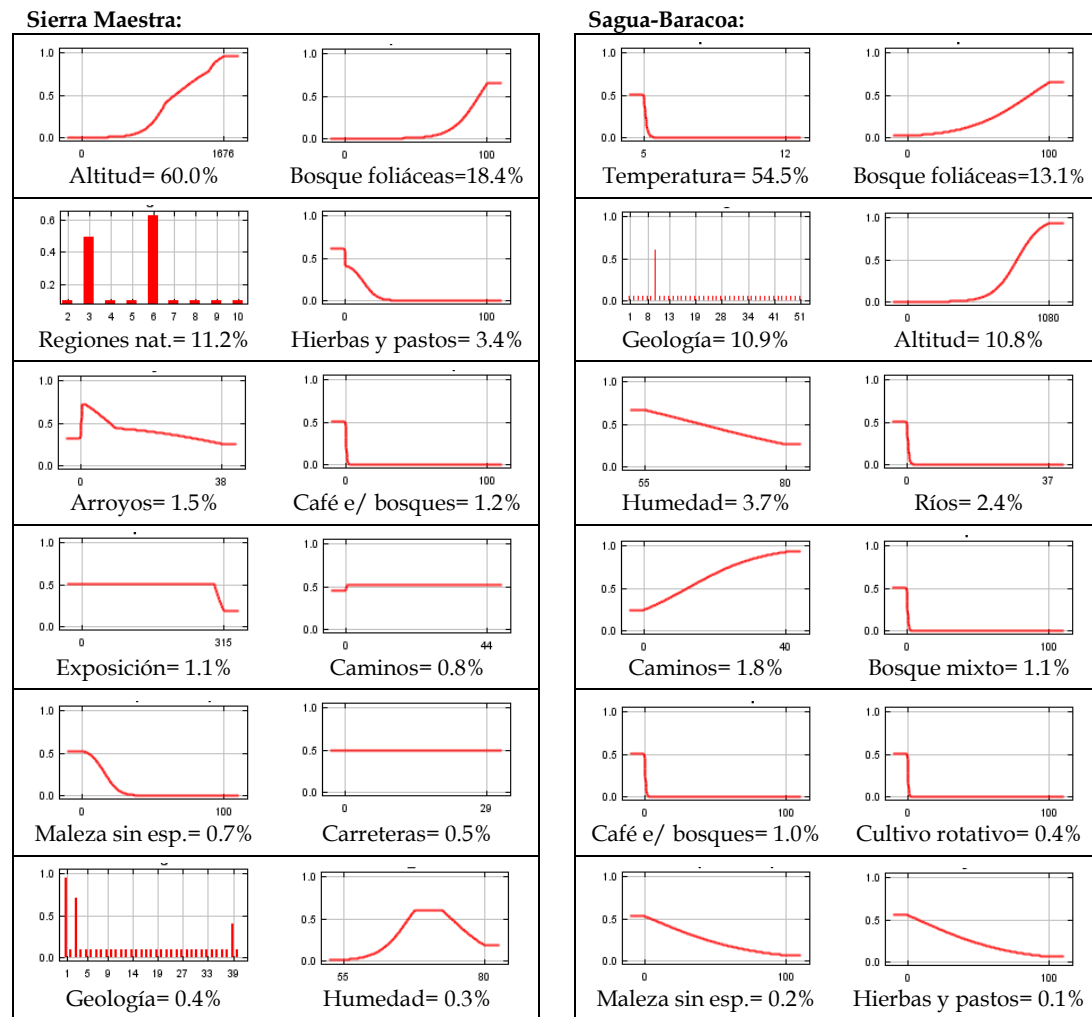


**Evaluación del modelo**

	Kappa (p)	TSS	AUC (p)	Área predicha (fraccional)	Tasa de omisión
<b>MaxEnt</b>					
Sierra Maestra	0.033 (0.000)	0.869	0.992 (0.000)	0.133	0.000
Sagua-Baracoa	0.069 (0.000)	0.997	0.997 (0.001)	0.003	0.000
<b>C. H. A.</b>					
Sierra Maestra	0.027 (0.000)	0.846	--	0.156	0.000
Sagua-Baracoa	0.043 (0.000)	0.995	--	0.005	0.000

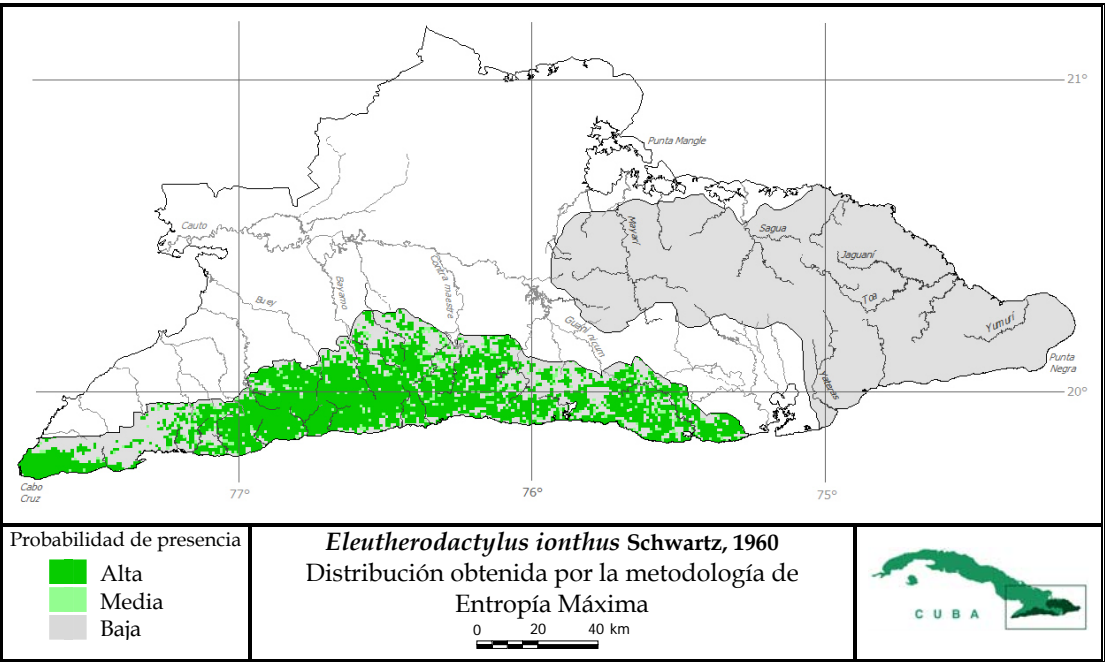
**Contribución relativa y curvas de respuesta de las variables ambientales**

Las gráficas muestran como cada variable ambiental afecta las predicciones de MaxEnt. El eje Y representa la probabilidad de presencia y el eje X representa los valores de cada variable. Los porcentajes representan la contribución relativa de las variables a los modelos de MaxEnt.

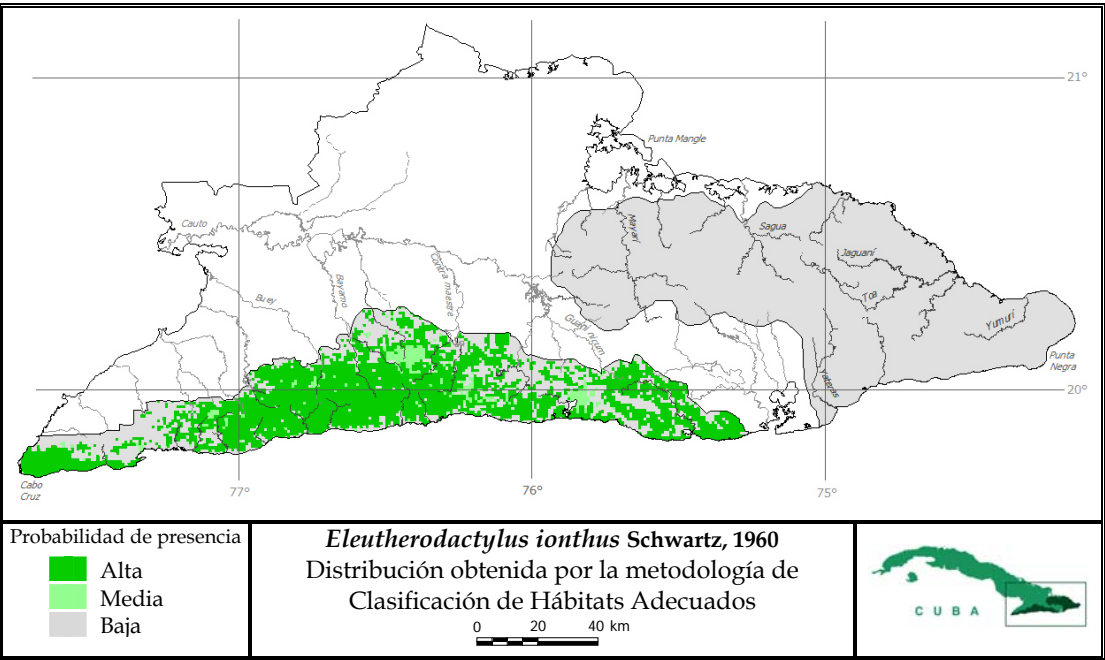
**Variables utilizadas en la modelación con Clasificación de Hábitats Adecuados**

Se muestra el porcentaje de cuadrículas que cumplen con las condiciones para tener una probabilidad de presencia alta, media o baja en cada variable si se utilizara solamente esa variable para la modelación y la probabilidad de presencia de la especie obtenida después de superponer todas las variables.

Variables / Probabilidad	Sierra Maestra			Sagua-Baracoa		
	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Altitud	83.9	6.8	9.3	97.1	0.0	2.9
Cobertura	43.6	0.0	56.4	40.0	22.5	37.5
Regiones naturales	30.4	0.0	69.6	85.2	0.0	14.8
Superposición	84.4	6.4	9.2	99.5	0.01	0.5



Número de presencias usadas para generar los modelos: Sierra Maestra= 38



Comparación entre las dos metodologías de modelación

Sierra Maestra:	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados			
	Probabilidad	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Área (km)		2109	368	3760	2165	285	3787
Porcentaje		33.8	5.9	60.3	34.7	4.6	60.7

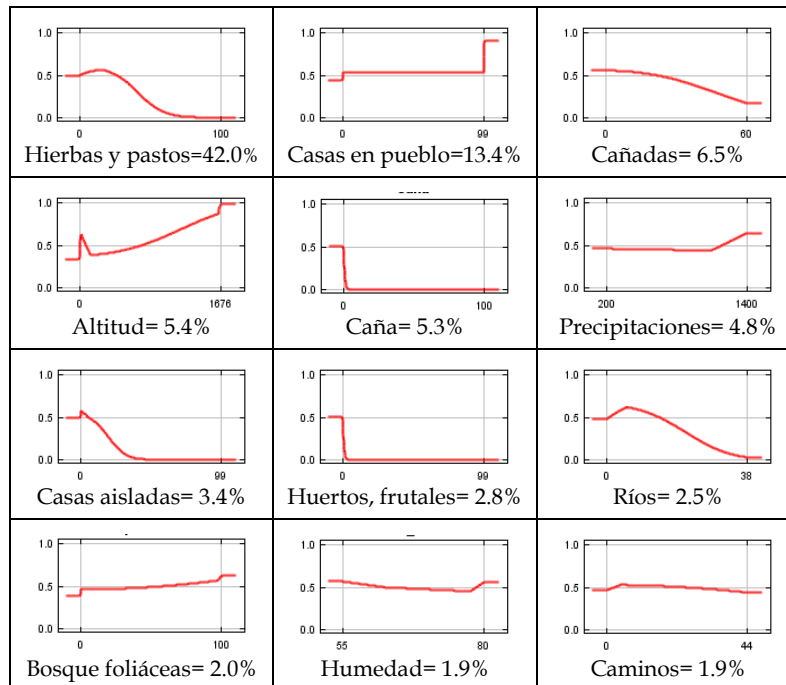
Coefficiente de correlación Gamma= 0.91, p=0.00, n=6237

**Evaluación del modelo**

	Kappa (p)	TSS	AUC (p)	Área predicha (fraccional)	Tasa de omisión
<b>MaxEnt</b>	0.005 (0.000)	0.307	0.886 (0.000)	0.662	0.000
<b>C. H. A.</b>	0.005 (0.000)	0.349	--	0.653	0.000

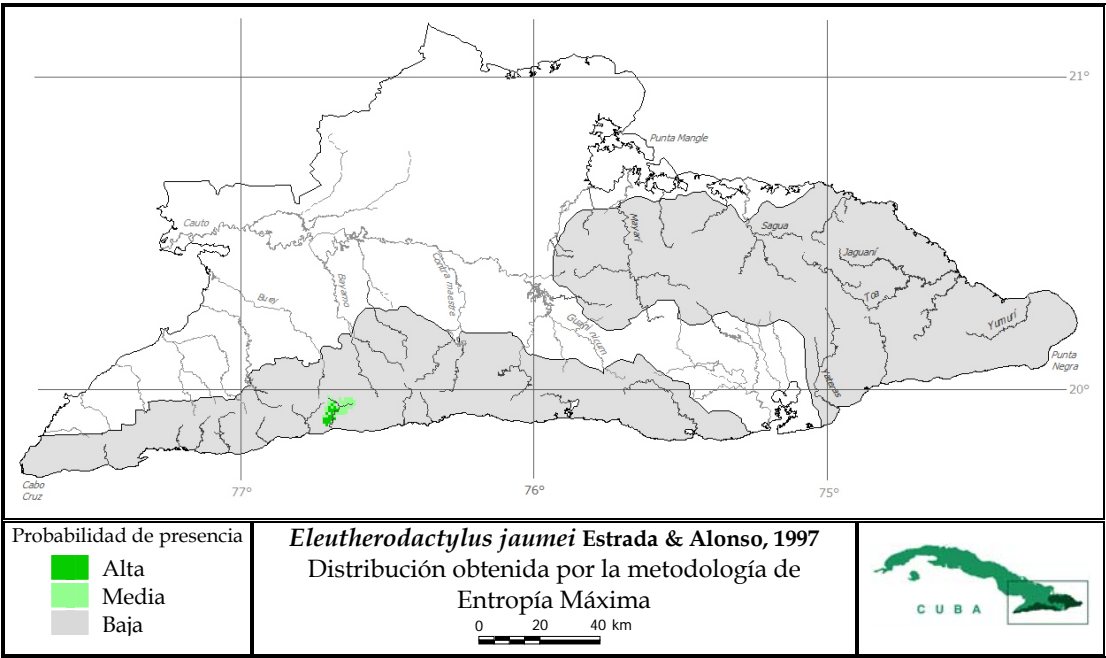
**Contribución relativa y curvas de respuesta de las variables ambientales**

Las gráficas muestran como cada variable ambiental afecta las predicciones de MaxEnt. El eje Y representa la probabilidad de presencia y el eje X representa los valores de cada variable. Los porcentajes representan la contribución relativa de las variables al modelo de MaxEnt.

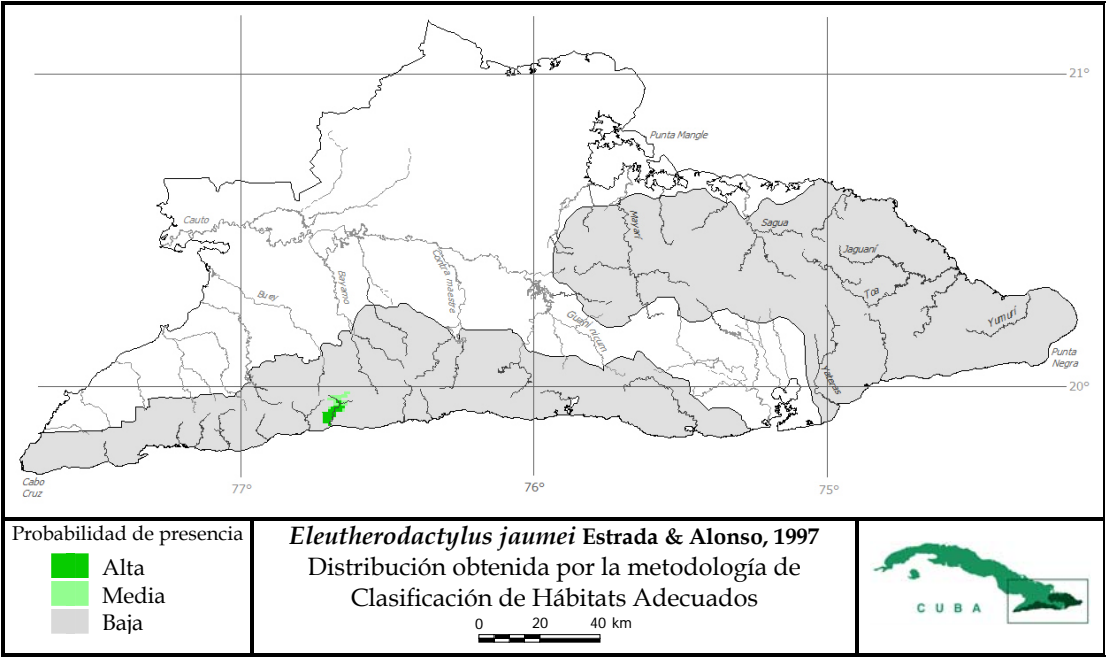
**Variables utilizadas en la modelación con Clasificación de Hábitats Adecuados**

Se muestra el porcentaje de cuadrículas que cumplen con las condiciones para tener una probabilidad de presencia alta, media o baja en cada variable si se utilizara solamente esa variable para la modelación y la probabilidad de presencia de la especie obtenida después de superponer todas las variables.

Variables /Probabilidad	Sierra Maestra		
	Baja	Media	Alta
Altitud	15.0	3.7	81.3
Cobertura	33.8	1.7	64.5
Superposición	34.7	4.6	60.7



Número de presencias usadas para generar los modelos: Sierra Maestra= 4



Comparación entre las dos metodologías de modelación

Sierra Maestra:

Probabilidad	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados		
	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Área (km)	6175	41	21	6184	22	31
Porcentaje	99.0	0.7	0.3	99.2	0.4	0.5

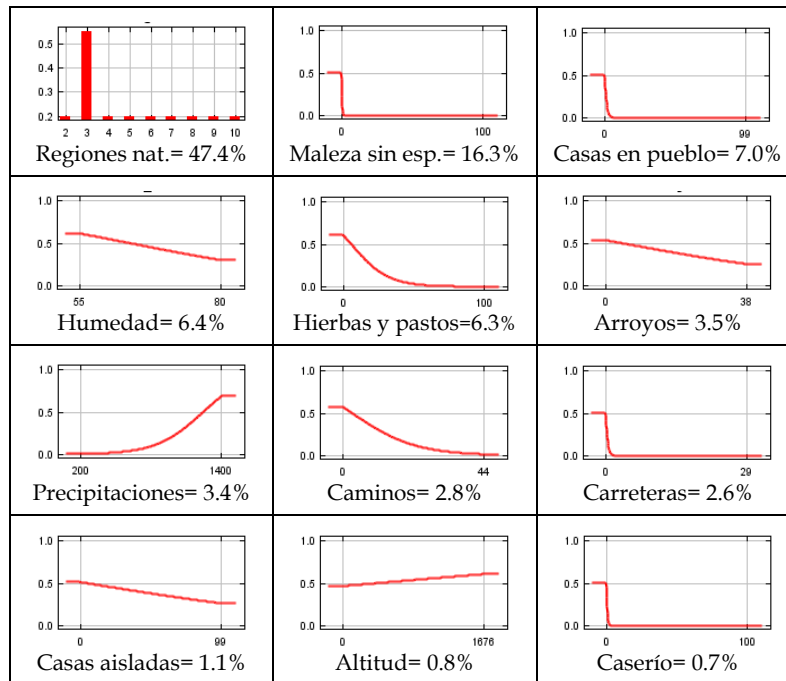
Coefficiente de correlación Gamma= 0.99, p=0.00, n=6237

**Evaluación del modelo**

	Kappa (p)	TSS	AUC (p)	Área predicha (fraccional)	Tasa de omisión
<b>MaxEnt</b>	0.120 (0.000)	0.991	0.997 (0.001)	0.010	0.000
<b>C. H. A.</b>	0.139 (0.000)	0.992	--	0.008	0.000

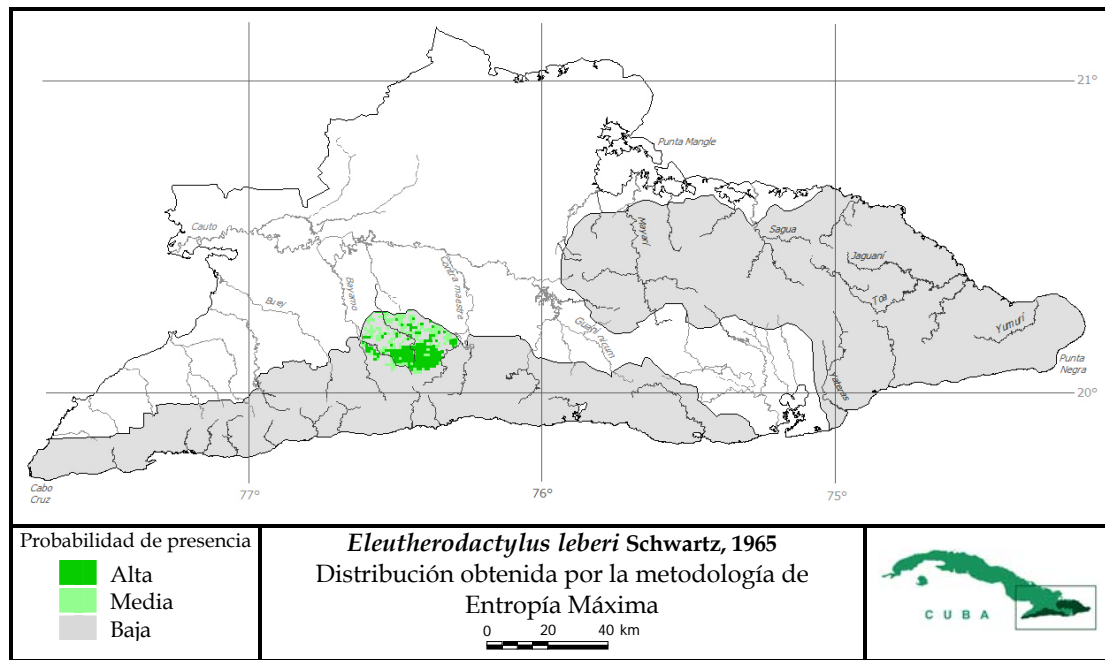
**Contribución relativa y curvas de respuesta de las variables ambientales**

Las gráficas muestran como cada variable ambiental afecta las predicciones de MaxEnt. El eje Y representa la probabilidad de presencia y el eje X representa los valores de cada variable. Los porcentajes representan la contribución relativa de las variables al modelo de MaxEnt.

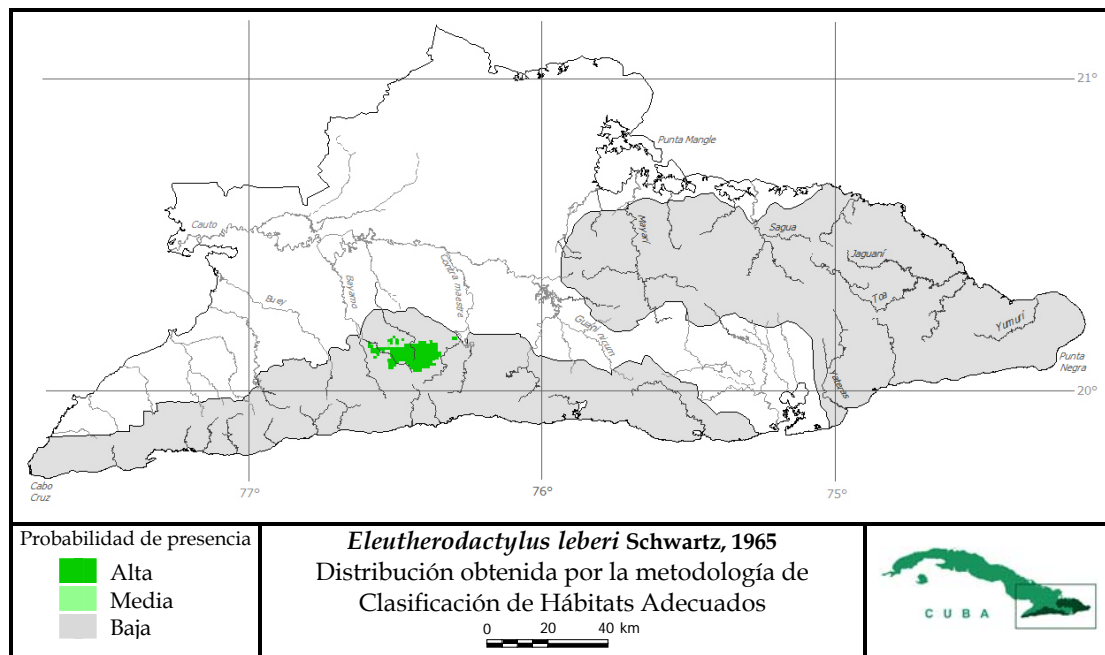
**Variables utilizadas en la modelación con Clasificación de Hábitats Adecuados**

Se muestra el porcentaje de cuadrículas que cumplen con las condiciones para tener una probabilidad de presencia alta, media o baja en cada variable si se utilizara solamente esa variable para la modelación y la probabilidad de presencia de la especie obtenida después de superponer todas las variables.

Sierra Maestra			
Variabes / Probabilidad	Baja	Media	Alta
Altitud	10.7	2.2	87.0
Cobertura	43.6	0.0	56.4
Regiones naturales	98.7	0.0	1.3
Superposición	99.2	0.4	0.5



Número de presencias usadas para generar los modelos: Sierra Maestra= 5



#### Comparación entre las dos metodologías de modelación

##### Sierra Maestra:

Probabilidad	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados		
	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Área (km)	5887	166	184	6066	3	168
Porcentaje	94.4	2.7	3.0	97.3	0.05	2.7

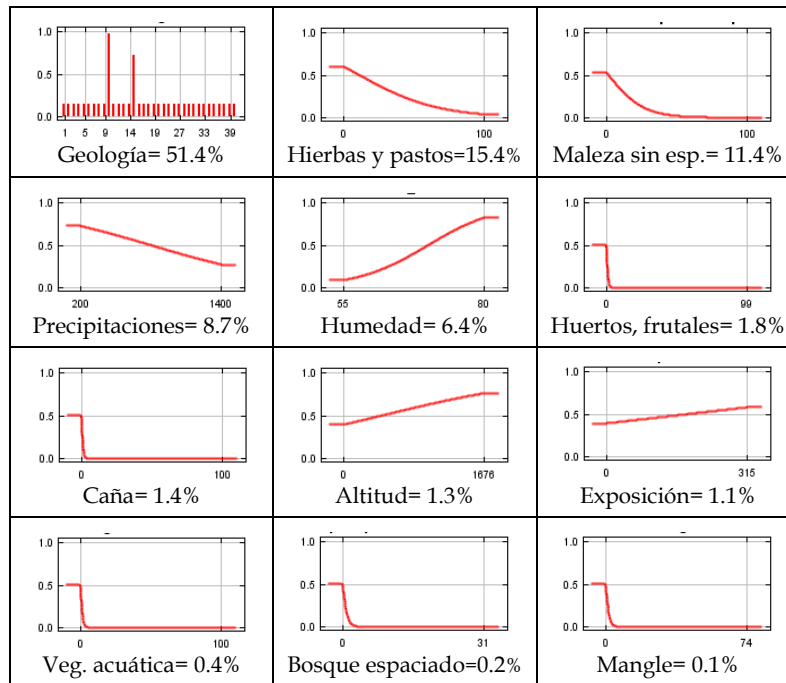
Coeficiente de correlación Gamma= 0.99, p=0.00, n=6237

**Evaluación del modelo**

	Kappa (p)	TSS	AUC (p)	Área predicha (fraccional)	Tasa de omisión
<b>MaxEnt</b>	0.027 (0.000)	0.945	0.984 (0.000)	0.056	0.000
<b>C. H. A.</b>	0.055 (0.000)	0.973	--	0.027	0.000

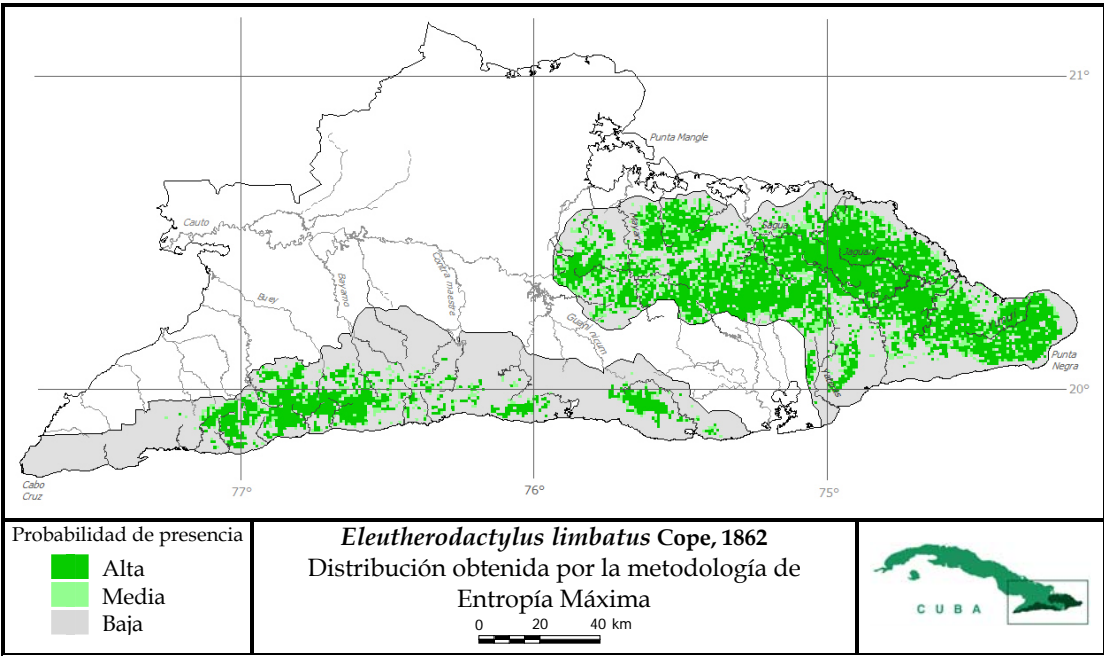
**Contribución relativa y curvas de respuesta de las variables ambientales**

Las gráficas muestran como cada variable ambiental afecta las predicciones de MaxEnt. El eje Y representa la probabilidad de presencia y el eje X representa los valores de cada variable. Los porcentajes representan la contribución relativa de las variables al modelo de MaxEnt.

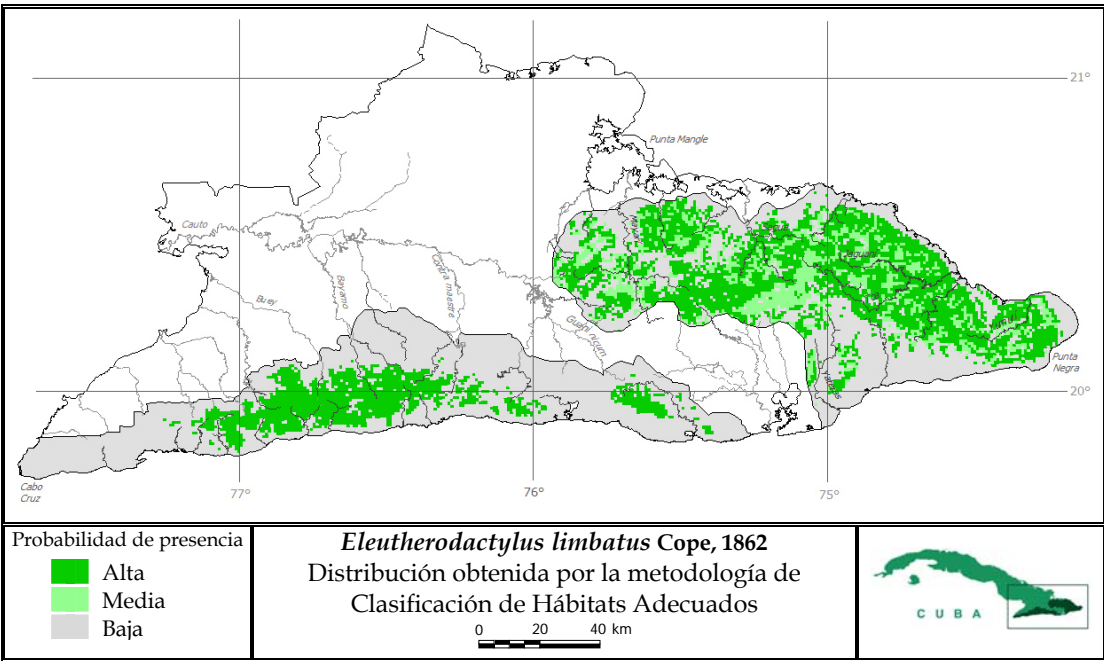
**Variables utilizadas en la modelación con Clasificación de Hábitats Adecuados**

Se muestra el porcentaje de cuadrículas que cumplen con las condiciones para tener una probabilidad de presencia alta, media o baja en cada variable si se utilizara solamente esa variable para la modelación y la probabilidad de presencia de la especie obtenida después de superponer todas las variables.

Sierra Maestra			
Variabes /Probabilidad	Baja	Media	Alta
Altitud	60.8	0.0	39.2
Cobertura	35.4	8.1	56.4
Regiones naturales	90.8	0.0	9.2
Superposición	97.3	0.05	2.7



Número de presencias usadas para generar los modelos: Sierra Maestra= 13, Sagua-Baracoa= 43



Comparación entre las dos metodologías de modelación

Sierra Maestra:	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados			
	Probabilidad	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
	Área (km)	4991	267	979	4783	0	1454
	Porcentaje	80.0	4.3	15.7	76.7	0.0	23.3
	Coeficiente de correlación Gamma= 0.92, p=0.00, n=6237						
Sagua-Baracoa:	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados			
	Probabilidad	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
	Área (km)	3351	1110	3777	3397	1438	3403
	Porcentaje	40.7	13.5	45.8	41.2	17.5	41.3
	Coeficiente de correlación Gamma= 0.81, p=0.00, n=8238						

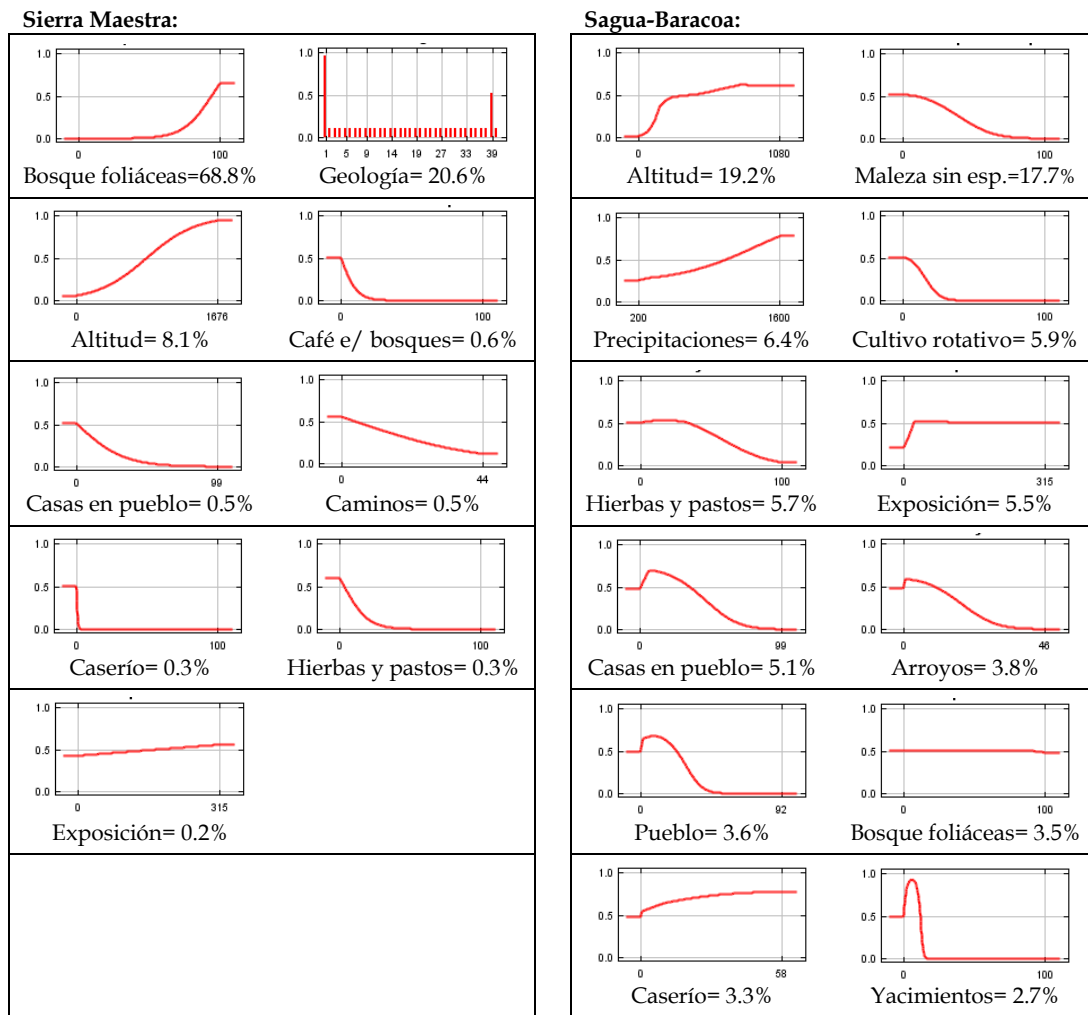


**Evaluación del modelo**

	Kappa (p)	TSS	AUC (p)	Área predicha (fraccional)	Tasa de omisión
<b>MaxEnt</b>					
Sierra Maestra	0.015 (0.000)	0.725	0.980 (0.000)	0.200	0.000
Sagua-Baracoa	0.006 (0.000)	0.408	0.978 (0.000)	0.593	0.000
<b>C. H. A.</b>					
Sierra Maestra	0.012 (0.000)	0.691	--	0.233	0.077
Sagua-Baracoa	0.005 (0.000)	0.384	--	0.588	0.030

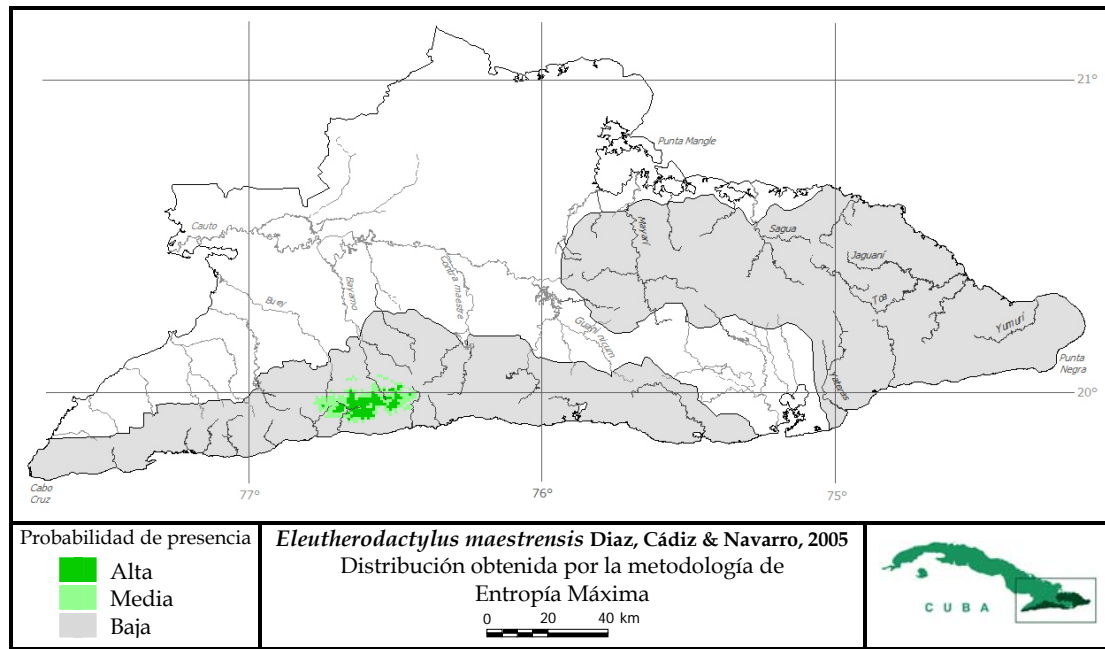
**Contribución relativa y curvas de respuesta de las variables ambientales**

Las gráficas muestran como cada variable ambiental afecta las predicciones de MaxEnt. El eje Y representa la probabilidad de presencia y el eje X representa los valores de cada variable. Los porcentajes representan la contribución relativa de las variables a los modelos de MaxEnt.

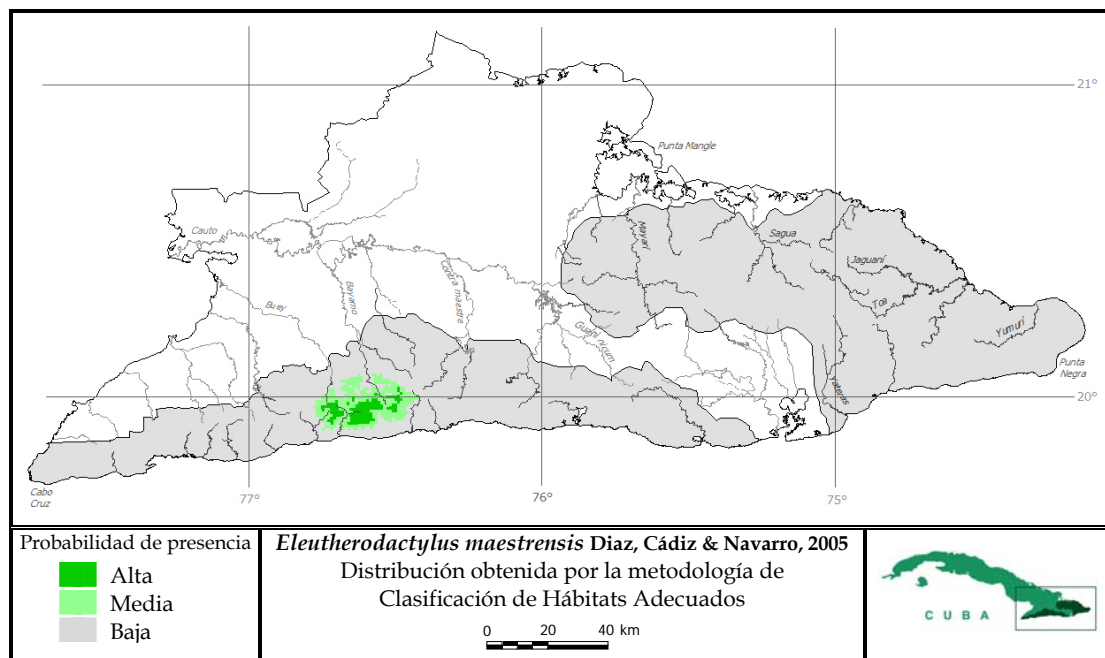
**Variables utilizadas en la modelación con Clasificación de Hábitats Adecuados**

Se muestra el porcentaje de cuadrículas que cumplen con las condiciones para tener una probabilidad de presencia alta, media o baja en cada variable si se utilizara solamente esa variable para la modelación y la probabilidad de presencia de la especie obtenida después de superponer todas las variables.

Variables /Probabilidad	Sierra Maestra			Sagua-Baracoa		
	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Altitud	71.4	0.0	28.6	11.8	62.6	25.7
Cobertura	49.1	0.2	50.8	41.2	0.0	58.8
Regiones naturales	30.4	0.0	69.6	7.7	0.0	92.3
Superposición	76.7	0.0	23.3	41.2	17.5	41.3



Número de presencias usadas para generar los modelos: Sierra Maestra= 7



#### Comparación entre las dos metodologías de modelación

Sierra Maestra:	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados			
	Probabilidad	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Área (km)		5934	186	117	5790	322	125
Porcentaje		95.1	3.0	1.9	92.8	5.2	2.0
Coeficiente de correlación Gamma= <b>0.99</b> , p= <b>0.00</b> , n=6237							

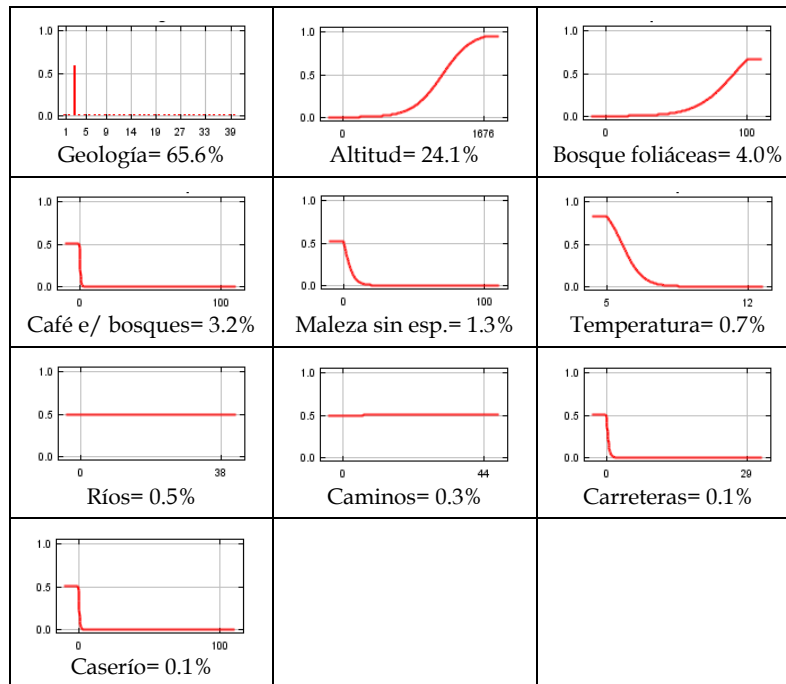
Coefficiente de correlación Gamma= 0.99, p=0.00, n=6237

**Evaluación del modelo**

	Kappa (p)	TSS	AUC (p)	Área predicha (fraccional)	Tasa de omisión
<b>MaxEnt</b>	0.043 (0.000)	0.952	0.994 (0.001)	0.049	0.000
<b>C. H. A.</b>	0.029 (0.000)	0.929	--	0.072	0.000

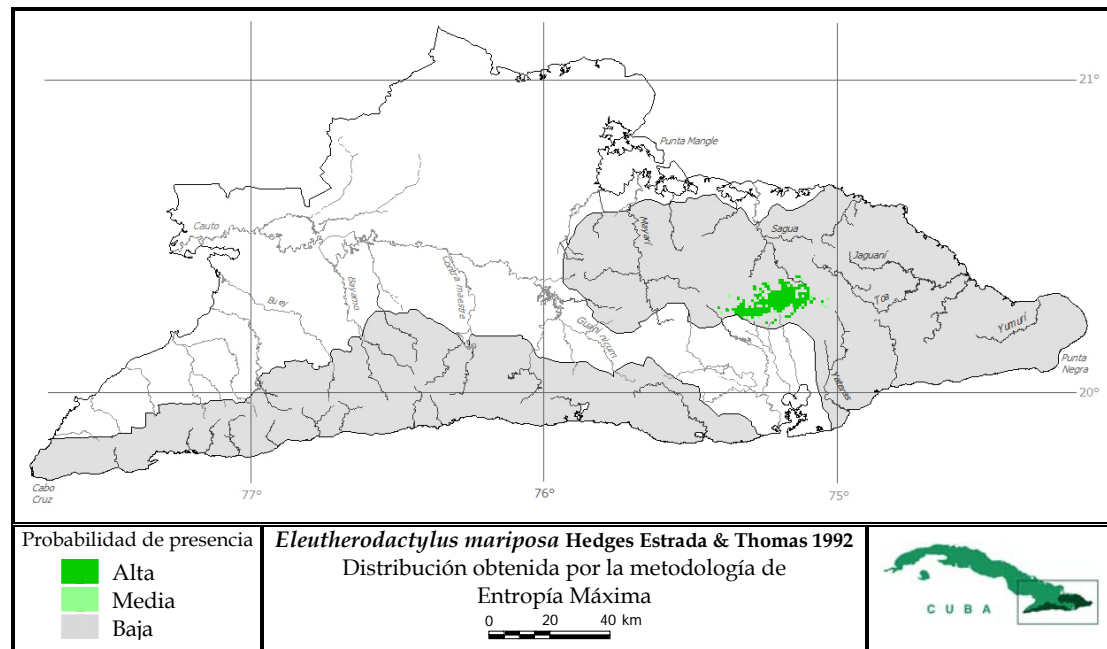
**Contribución relativa y curvas de respuesta de las variables ambientales**

Las gráficas muestran como cada variable ambiental afecta las predicciones de MaxEnt. El eje Y representa la probabilidad de presencia y el eje X representa los valores de cada variable. Los porcentajes representan la contribución relativa de las variables al modelo de MaxEnt.

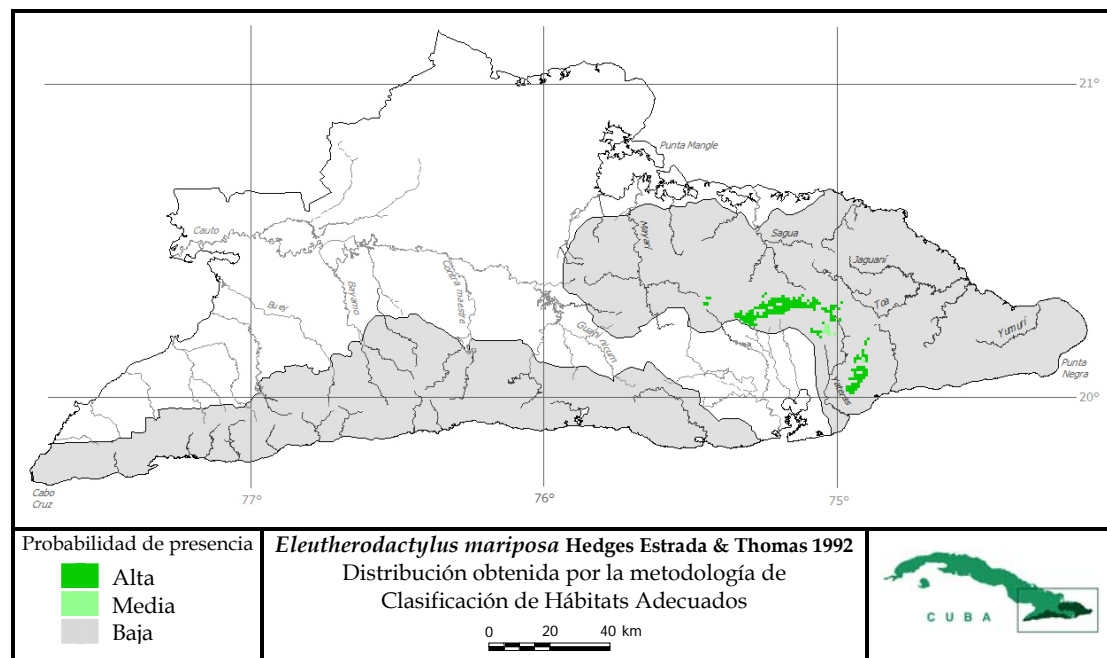
**Variables utilizadas en la modelación con Clasificación de Hábitats Adecuados**

Se muestra el porcentaje de cuadrículas que cumplen con las condiciones para tener una probabilidad de presencia alta, media o baja en cada variable si se utilizara solamente esa variable para la modelación y la probabilidad de presencia de la especie obtenida después de superponer todas las variables.

Variables /Probabilidad	Sierra Maestra		
	Baja	Media	Alta
Altitud	83.9	13.1	3.0
Cobertura	49.2	0.0	50.8
Regiones naturales	85.1	0.0	14.9
Superposición	92.8	5.2	2.0



Número de presencias usadas para generar los modelos: Sagua-Baracoa= 3



#### Comparación entre las dos metodologías de modelación

Sagua-Baracoa:

Probabilidad	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados		
	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Área (km)	8030	14	194	8022	11	205
Porcentaje	97.5	0.2	2.4	97.4	0.1	2.5

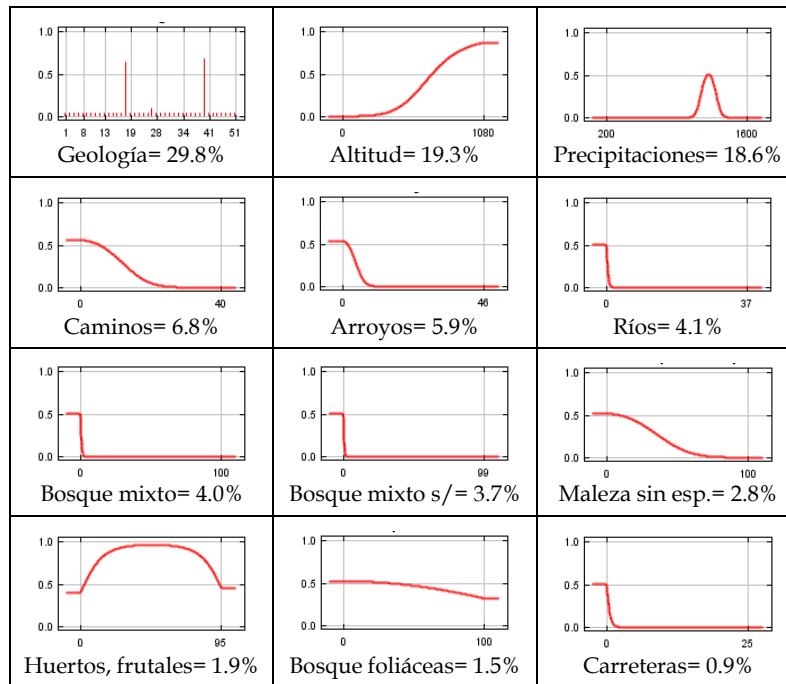
Coefficiente de correlación Gamma= 0.97, p=0.00, n=8238

**Evaluación del modelo**

	Kappa (p)	TSS	AUC (p)	Área predicha (fraccional)	Tasa de omisión
<b>MaxEnt</b>	0.028 (0.000)	0.975	0.999 (0.001)	0.025	0.000
<b>C. H. A.</b>	0.027 (0.000)	0.974	--	0.026	0.000

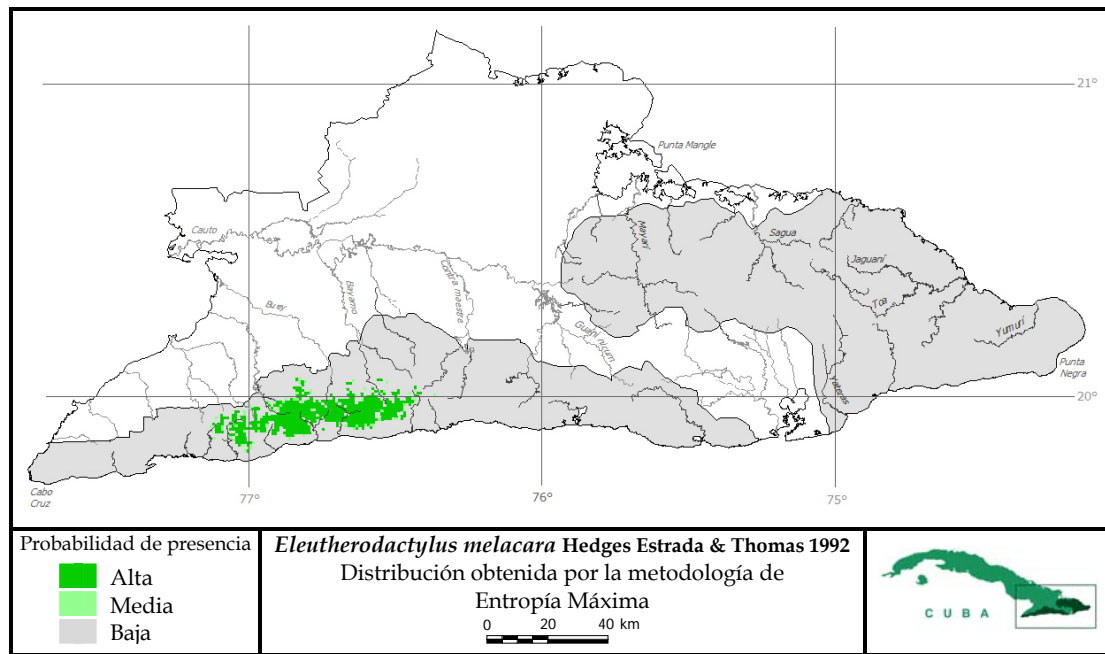
**Contribución relativa y curvas de respuesta de las variables ambientales**

Las gráficas muestran como cada variable ambiental afecta las predicciones de MaxEnt. El eje Y representa la probabilidad de presencia y el eje X representa los valores de cada variable. Los porcentajes representan la contribución relativa de las variables al modelo de MaxEnt.

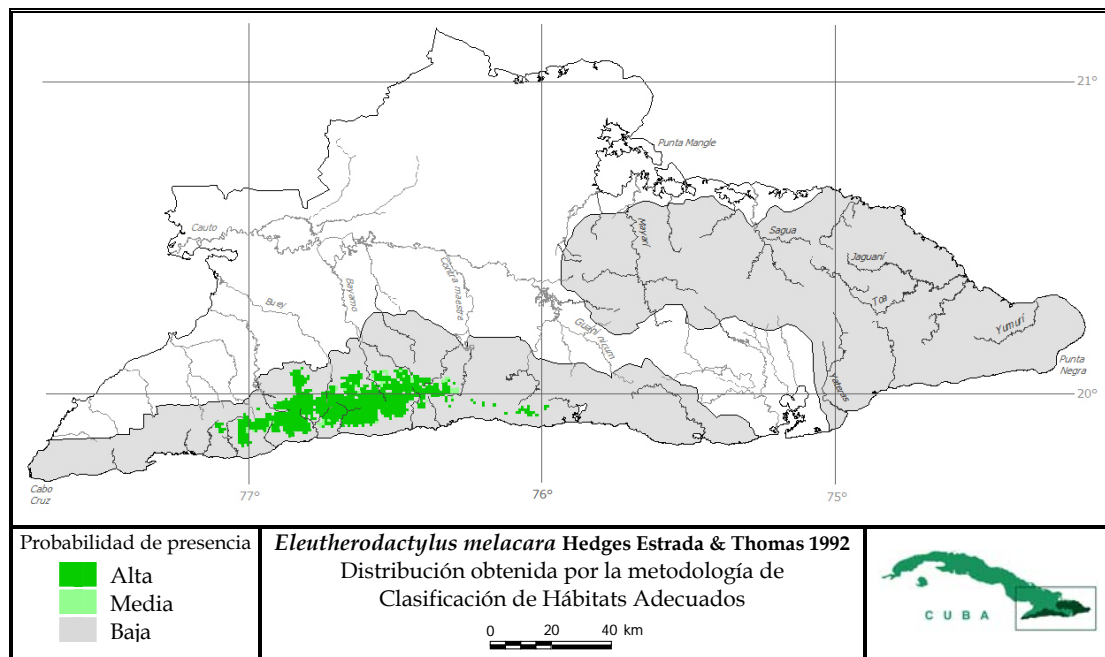
**Variables utilizadas en la modelación con Clasificación de Hábitats Adecuados**

Se muestra el porcentaje de cuadrículas que cumplen con las condiciones para tener una probabilidad de presencia alta, media o baja en cada variable si se utilizara solamente esa variable para la modelación y la probabilidad de presencia de la especie obtenida después de superponer todas las variables.

Variables /Probabilidad	Sagua-Baracoa		
	Baja	Media	Alta
Altitud	71.8	0.0	28.2
Cobertura	36.9	15.2	47.8
Regiones naturales	81.9	0.0	18.1
Geología	75.3	0.0	24.7
Superposición	97.4	0.1	2.5



Número de presencias usadas para generar los modelos: Sierra Maestra= 25



#### Comparación entre las dos metodologías de modelación

##### Sierra Maestra:

Probabilidad	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados		
	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Área (km)	5610	69	558	5323	45	869
Porcentaje	89.9	1.1	8.9	85.3	0.8	13.9

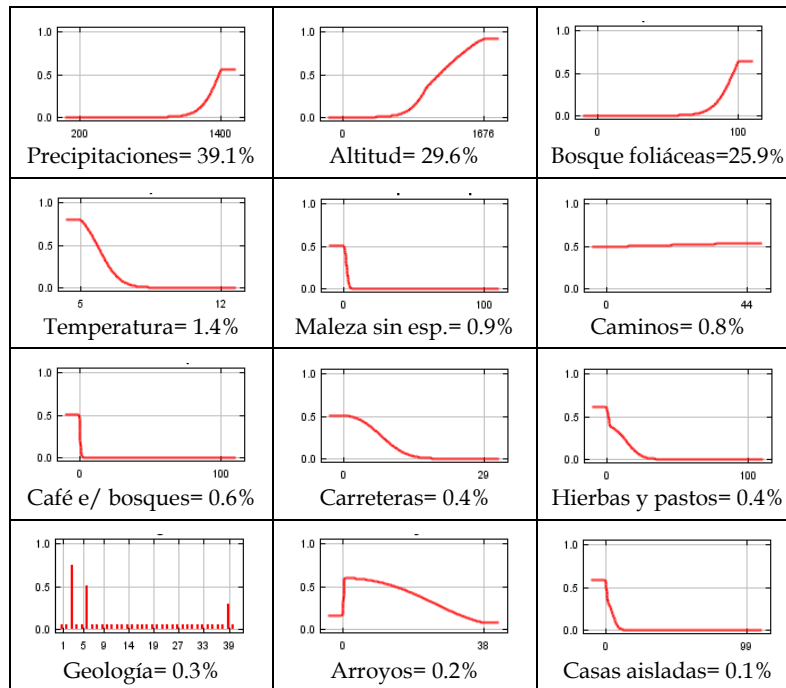
Coefficiente de correlación Gamma= 0.97, p=0.00, n=6237

**Evaluación del modelo**

	Kappa (p)	TSS	AUC (p)	Área predicha (fraccional)	Tasa de omisión
<b>MaxEnt</b>	0.070 (0.000)	0.903	0.986 (0.000)	0.101	0.000
<b>C. H. A.</b>	0.046 (0.000)	0.857	--	0.147	0.000

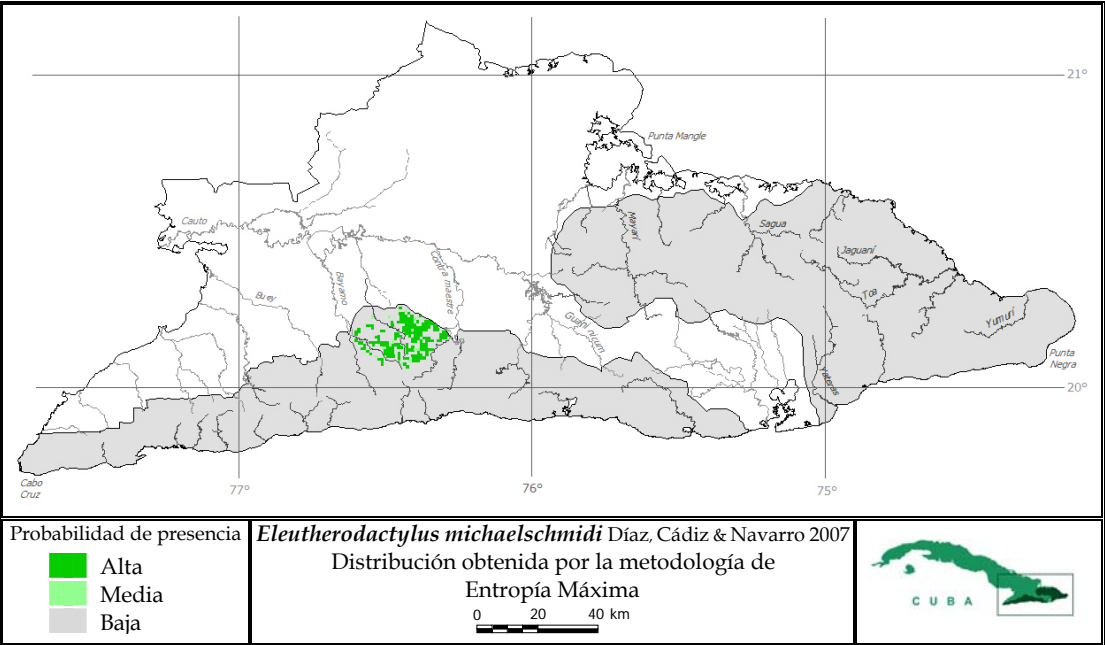
**Contribución relativa y curvas de respuesta de las variables ambientales**

Las gráficas muestran como cada variable ambiental afecta las predicciones de MaxEnt. El eje Y representa la probabilidad de presencia y el eje X representa los valores de cada variable. Los porcentajes representan la contribución relativa de las variables al modelo de MaxEnt.

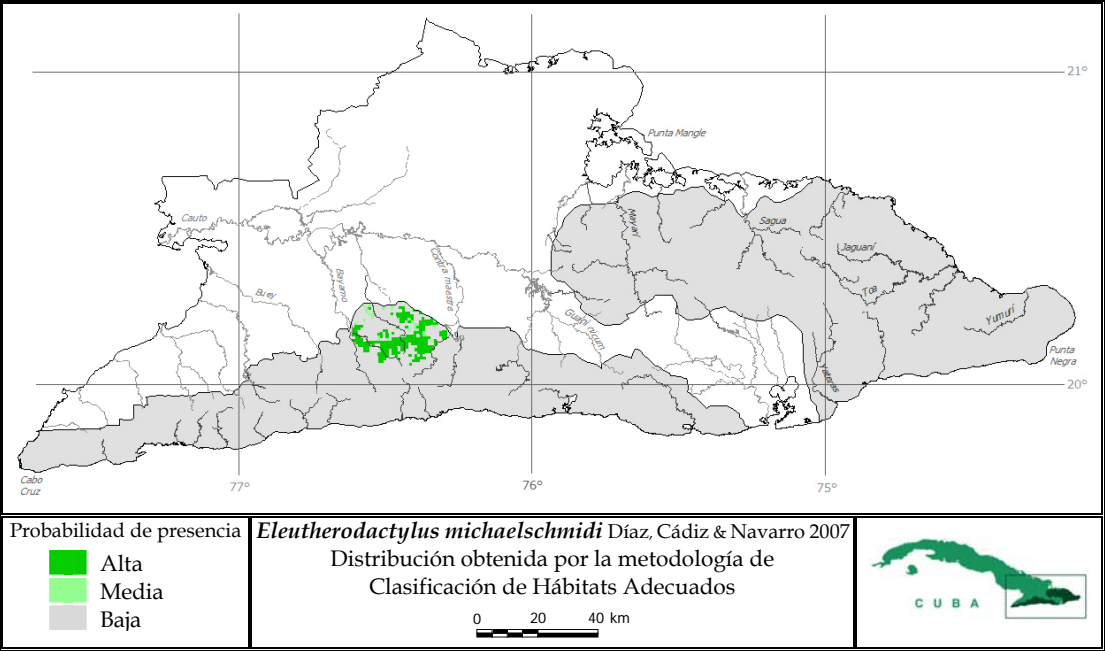
**Variables utilizadas en la modelación con Clasificación de Hábitats Adecuados**

Se muestra el porcentaje de cuadrículas que cumplen con las condiciones para tener una probabilidad de presencia alta, media o baja en cada variable si se utilizara solamente esa variable para la modelación y la probabilidad de presencia de la especie obtenida después de superponer todas las variables.

Variables /Probabilidad	Sierra Maestra		
	Baja	Media	Alta
Altitud	83.9	0.0	16.1
Cobertura	43.6	5.6	50.8
Regiones naturales	41.1	0.0	58.9
Superposición	85.3	0.8	13.9



Número de presencias usadas para generar los modelos: Sierra Maestra= 4



Comparación entre las dos metodologías de modelación

Sierra Maestra:	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados			
	Probabilidad	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Área (km)		6034	12	191	5983	36	218
Porcentaje		96.7	0.2	3.1	95.9	0.6	3.5

Coefficiente de correlación Gamma= 0.97, p=0.00, n=6237

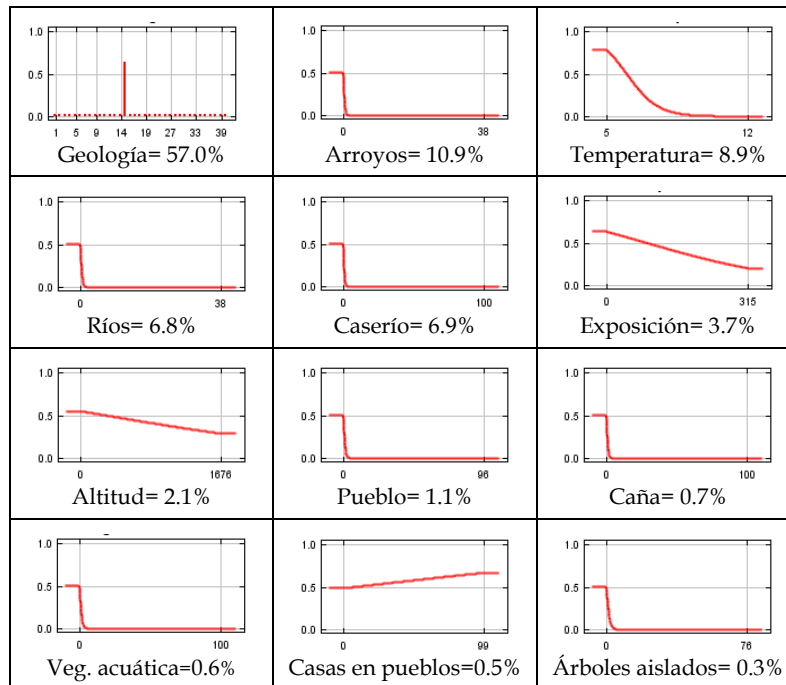


**Evaluación del modelo**

	Kappa (p)	TSS	AUC (p)	Área predicha (fraccional)	Tasa de omisión
<b>MaxEnt</b>	0.028 (0.000)	0.968	0.999 (0.001)	0.033	0.000
<b>C. H. A.</b>	0.022 (0.000)	0.960	--	0.041	0.000

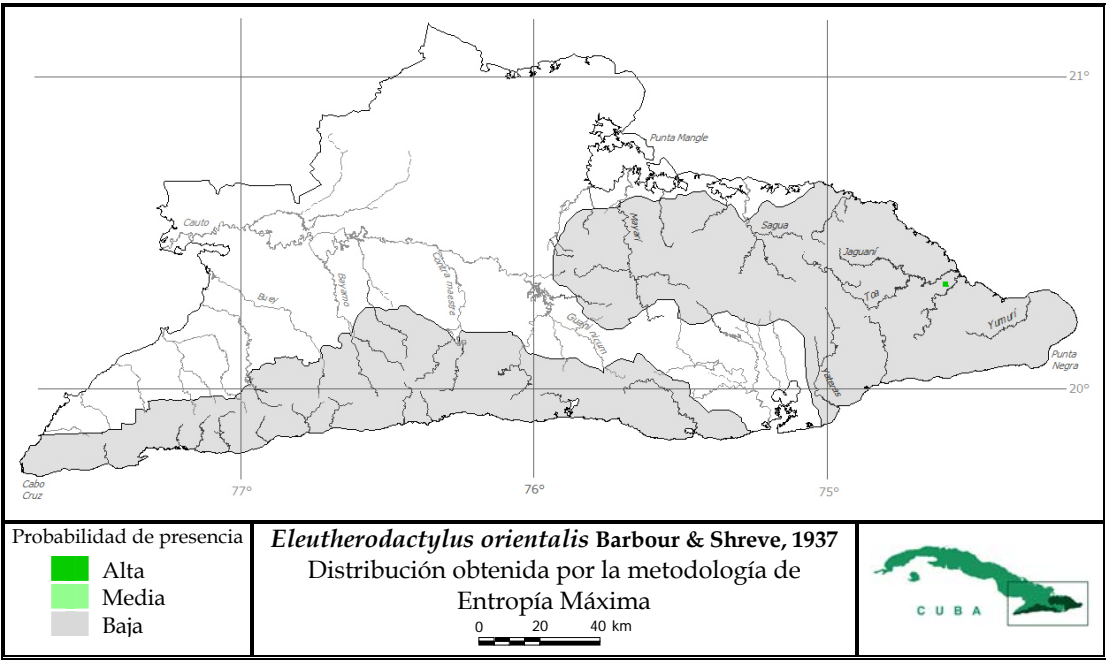
**Contribución relativa y curvas de respuesta de las variables ambientales**

Las gráficas muestran como cada variable ambiental afecta las predicciones de MaxEnt. El eje Y representa la probabilidad de presencia y el eje X representa los valores de cada variable. Los porcentajes representan la contribución relativa de las variables al modelo de MaxEnt.

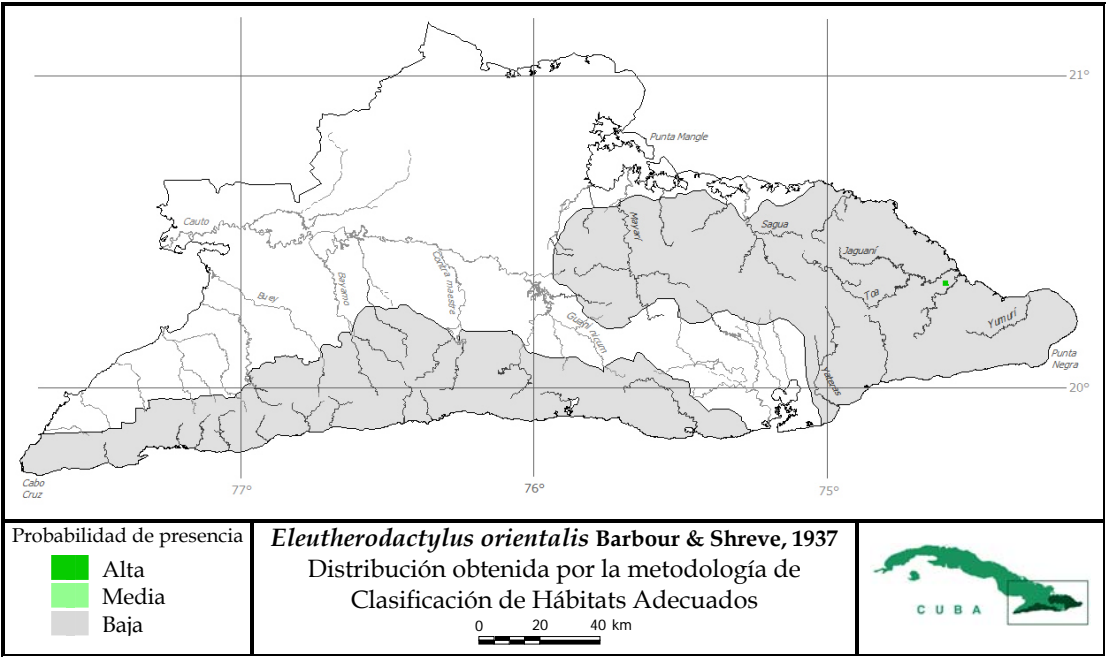
**Variables utilizadas en la modelación con Clasificación de Hábitats Adecuados**

Se muestra el porcentaje de cuadrículas que cumplen con las condiciones para tener una probabilidad de presencia alta, media o baja en cada variable si se utilizara solamente esa variable para la modelación y la probabilidad de presencia de la especie obtenida después de superponer todas las variables.

Variables /Probabilidad	Sierra Maestra		
	Baja	Media	Alta
Altitud	21.8	0.0	78.2
Cobertura	35.4	8.2	56.4
Regiones naturales	90.8	0.0	9.2
Superposición	95.9	0.6	3.5



Número de presencias usadas para generar los modelos: Sagua-Baracoa= 2



Comparación entre las dos metodologías de modelación

Sagua-Baracoa:	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados			
	Probabilidad	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Área (km)		8234	0	4	8234	0	4
Porcentaje		99.95	0.0	0.05	99.95	0.0	0.05

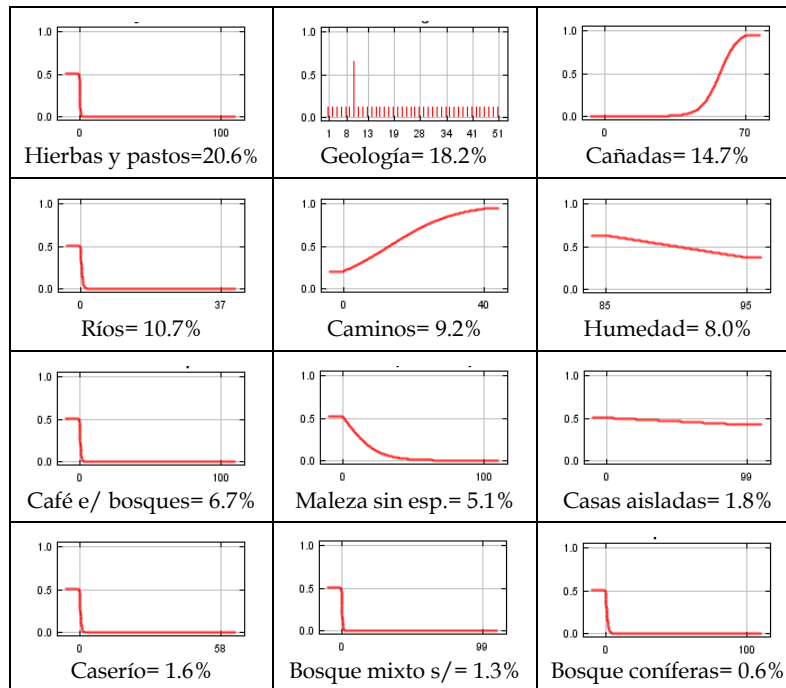
Coefficiente de correlación Gamma= 1.00, p=0.00, n=8238

**Evaluación del modelo**

	Kappa (p)	TSS	AUC (p)	Área predicha (fraccional)	Tasa de omisión
<b>MaxEnt</b>	0.667 (0.000)	1.000	1.000 (0.001)	0.0001	0.000
<b>C. H. A.</b>	0.667 (0.000)	1.000	--	0.0001	0.000

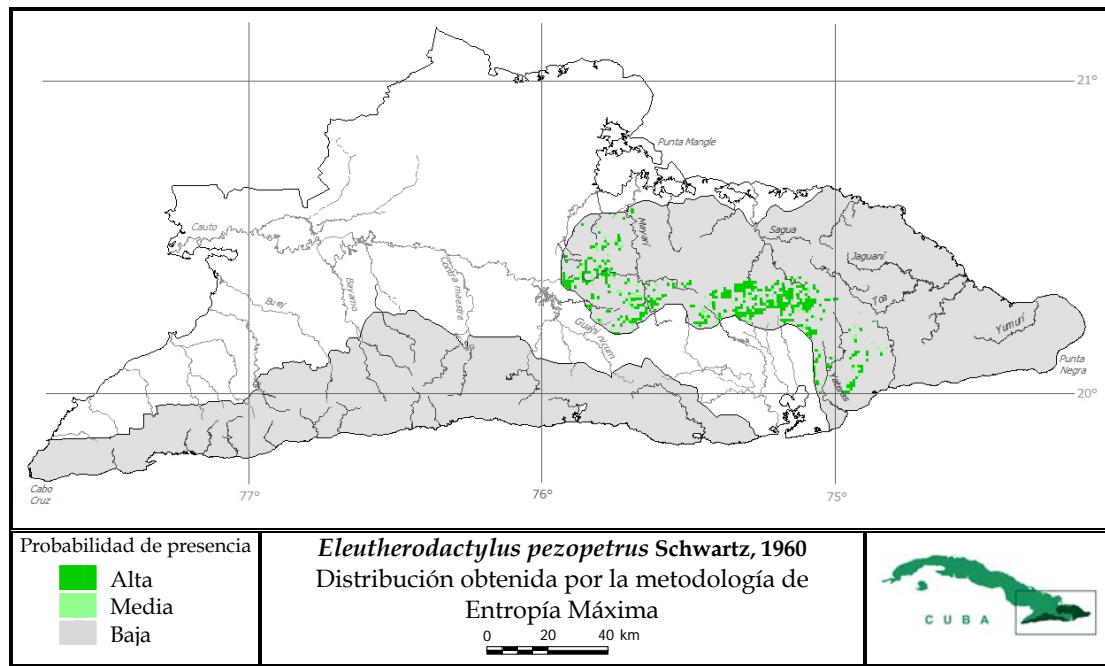
**Contribución relativa y curvas de respuesta de las variables ambientales**

Las gráficas muestran como cada variable ambiental afecta las predicciones de MaxEnt. El eje Y representa la probabilidad de presencia y el eje X representa los valores de cada variable. Los porcentajes representan la contribución relativa de las variables al modelo de MaxEnt.

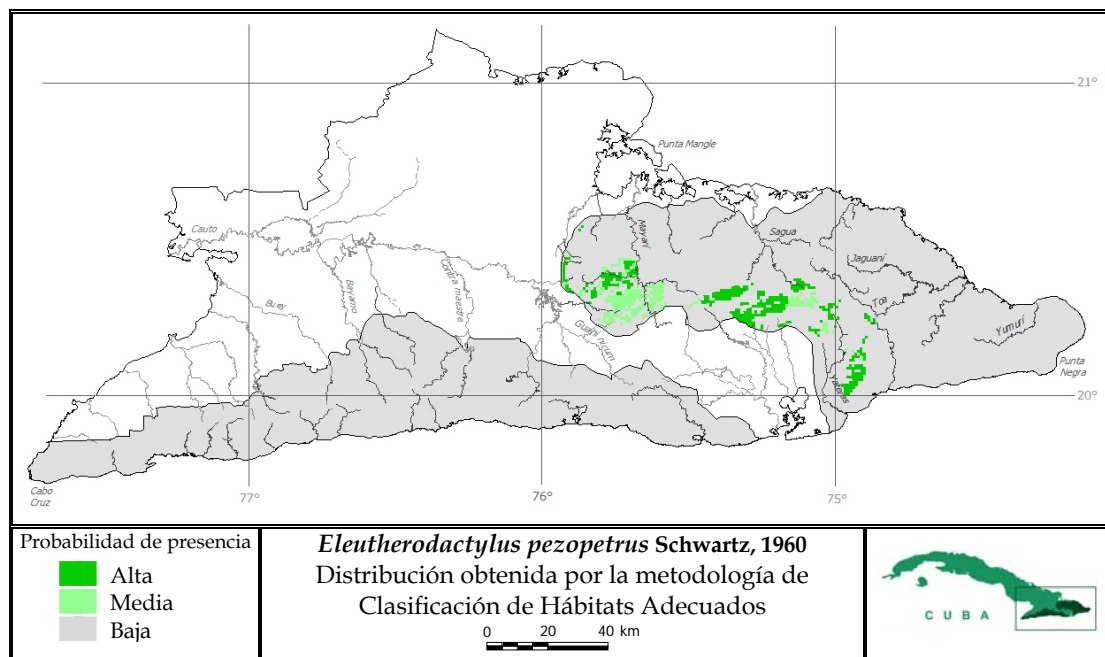
**Variables utilizadas en la modelación con Clasificación de Hábitats Adecuados**

Se muestra el porcentaje de cuadrículas que cumplen con las condiciones para tener una probabilidad de presencia alta, media o baja en cada variable si se utilizara solamente esa variable para la modelación y la probabilidad de presencia de la especie obtenida después de superponer todas las variables.

Variables /Probabilidad	Sagua-Baracoa		
	Baja	Media	Alta
Altitud	49.3	0.0	50.7
Cobertura	36.9	21.7	41.4
Regiones naturales	99.9	0.0	0.05
Superposición	99.95	0.0	0.05



Número de presencias usadas para generar los modelos: Sagua-Baracoa= 6



#### Comparación entre las dos metodologías de modelación

Sagua-Baracoa:	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados			
	Probabilidad	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Área (km)		7673	123	442	7788	121	329
Porcentaje		93.1	1.5	5.4	94.5	1.5	4.0

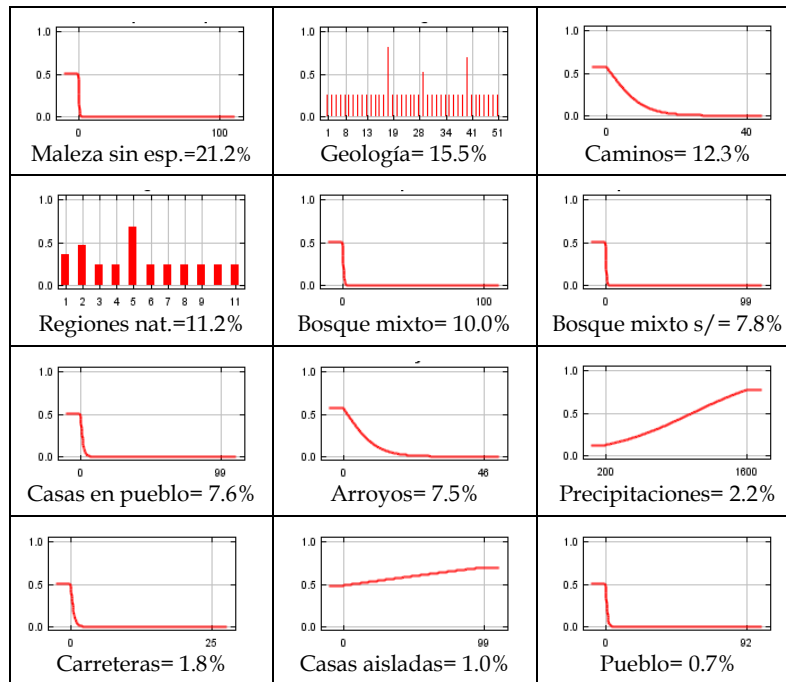
Coefficiente de correlación Gamma= 0.84, p=0.00, n=8238

**Evaluación del modelo**

	Kappa (p)	TSS	AUC (p)	Área predicha (fraccional)	Tasa de omisión
<b>MaxEnt</b>	0.013 (0.000)	0.599	0.984 (0.001)	0.069	0.000
<b>C. H. A.</b>	0.012 (0.000)	0.446	--	0.055	0.167

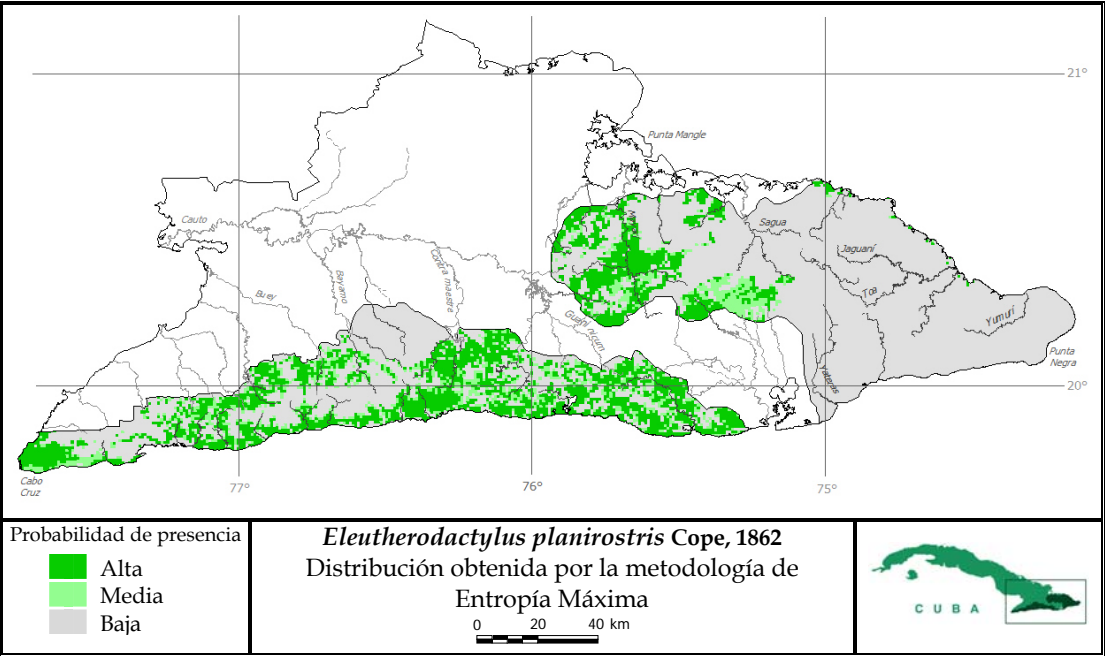
**Contribución relativa y curvas de respuesta de las variables ambientales**

Las gráficas muestran como cada variable ambiental afecta las predicciones de MaxEnt. El eje Y representa la probabilidad de presencia y el eje X representa los valores de cada variable. Los porcentajes representan la contribución relativa de las variables al modelo de MaxEnt.

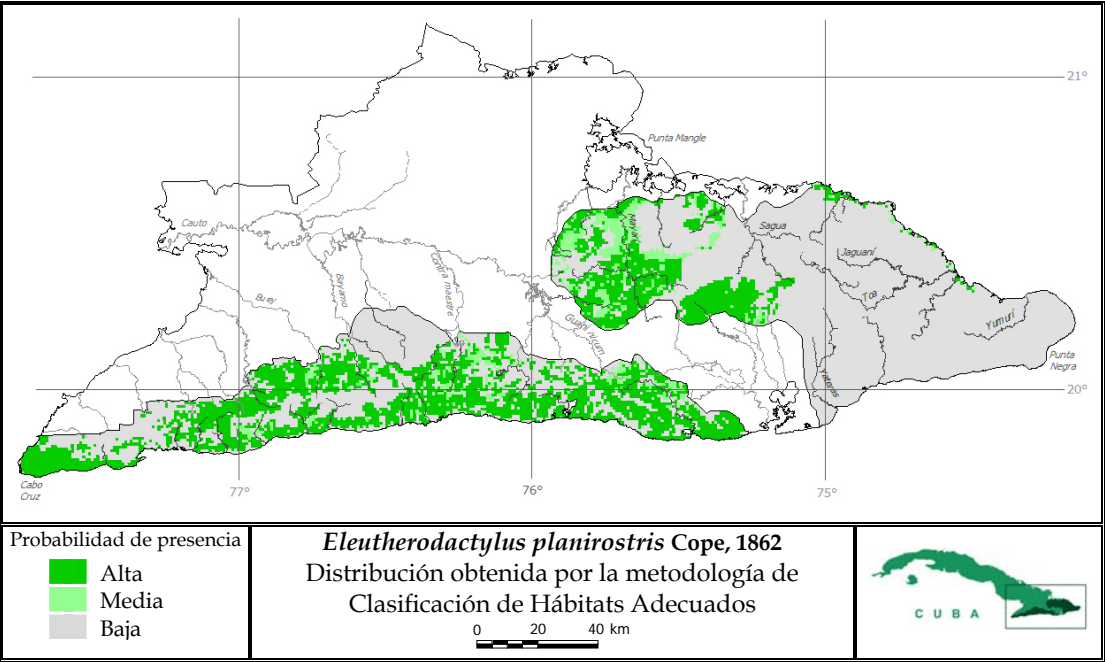
**Variables utilizadas en la modelación con Clasificación de Hábitats Adecuados**

Se muestra el porcentaje de cuadrículas que cumplen con las condiciones para tener una probabilidad de presencia alta, media o baja en cada variable si se utilizara solamente esa variable para la modelación y la probabilidad de presencia de la especie obtenida después de superponer todas las variables.

Variables /Probabilidad	Sagua-Baracoa		
	Baja	Media	Alta
Altitud	19.4	0.0	80.6
Cobertura	40.8	3.1	56.2
Regiones naturales	67.4	5.7	26.9
Geología	75.3	0.0	24.7
Superposición	94.5	1.5	4.0



Número de presencias usadas para generar los modelos: Sierra Maestra= 24, Sagua-Baracoa= 10



Comparación entre las dos metodologías de modelación

Sierra Maestra:

Probabilidad	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados		
	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Área (km)	2918	823	2496	2865	353	3019
Porcentaje	46.8	13.2	40.0	45.9	5.7	48.4

Coefficiente de correlación Gamma= 0.82, p=0.00, n=6237

Sagua-Baracoa:

Probabilidad	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados		
	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Área (km)	6798	360	1080	6409	538	1291
Porcentaje	82.5	4.4	13.1	77.8	6.5	15.7

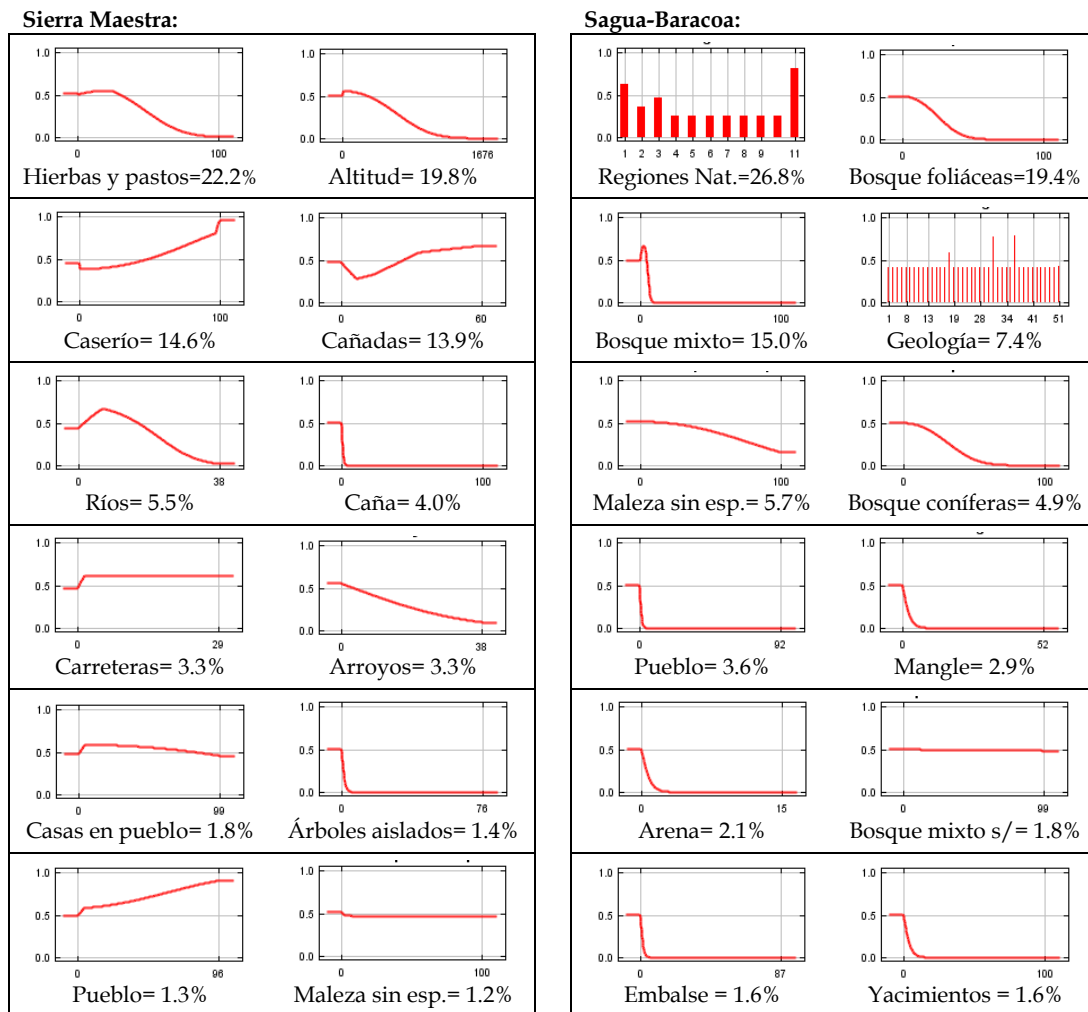
Coefficiente de correlación Gamma= 0.97, p=0.00, n=8238

**Evaluación del modelo**

	Kappa (p)	TSS	AUC (p)	Área predicha (fraccional)	Tasa de omisión
<b>MaxEnt</b>					
Sierra Maestra	0.004 (0.002)	0.402	0.930 (0.000)	0.532	0.000
Sagua-Baracoa	0.008 (0.000)	0.604	0.976 (0.000)	0.175	0.000
<b>C. H. A.</b>					
Sierra Maestra	0.004 (0.000)	0.460	--	0.541	0.000
Sagua-Baracoa	0.005 (0.000)	0.556	--	0.222	0.222

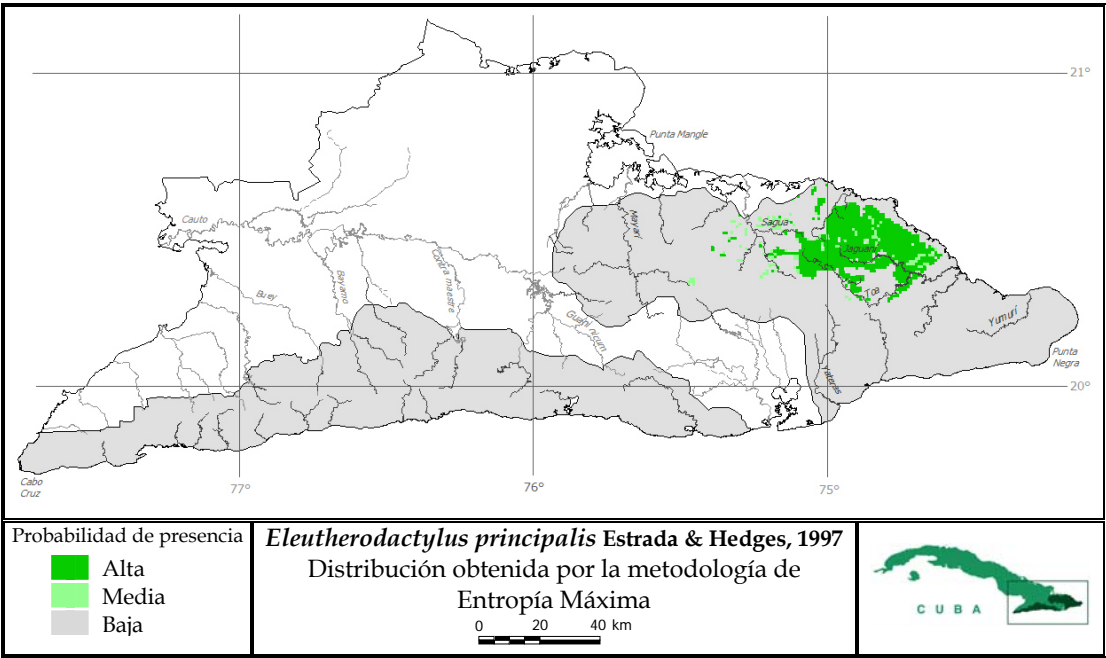
**Contribución relativa y curvas de respuesta de las variables ambientales**

Las gráficas muestran como cada variable ambiental afecta las predicciones de MaxEnt. El eje Y representa la probabilidad de presencia y el eje X representa los valores de cada variable. Los porcentajes representan la contribución relativa de las variables a los modelos de MaxEnt.

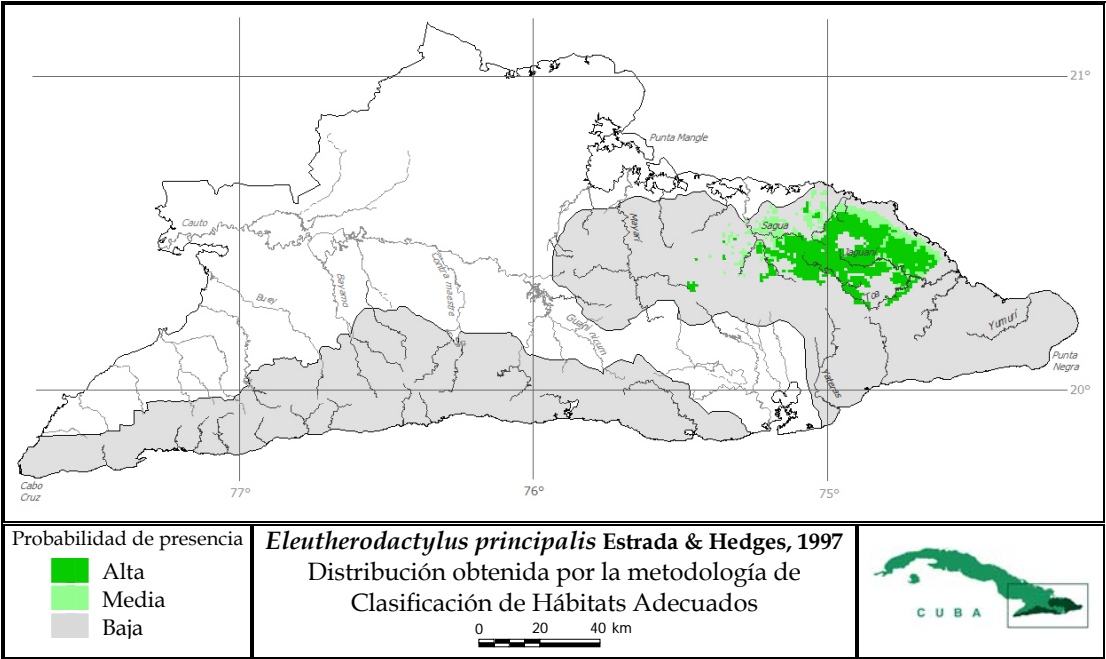
**Variables utilizadas en la modelación con Clasificación de Hábitats Adecuados**

Se muestra el porcentaje de cuadrículas que cumplen con las condiciones para tener una probabilidad de presencia alta, media o baja en cada variable si se utilizara solamente esa variable para la modelación y la probabilidad de presencia de la especie obtenida después de superponer todas las variables.

Variables /Probabilidad	Sierra Maestra			Sagua-Baracoa		
	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Altitud	8.2	0.0	91.8	1.7	0.0	98.3
Cobertura	32.9	6.0	61.1	42.2	20.2	37.6
Regiones naturales	9.2	0.0	90.8	64.8	0.0	35.2
Superposición	45.9	5.7	48.4	77.8	6.5	15.7



Número de presencias usadas para generar los modelos: Sagua-Baracoa= 7



Comparación entre las dos metodologías de modelación

Sagua-Baracoa:

Probabilidad	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados		
	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Área (km)	7207	133	898	6957	373	908
Porcentaje	87.5	1.6	10.9	84.5	4.5	11.0

Coefficiente de correlación Gamma= 0.97, p=0.00, n=8238

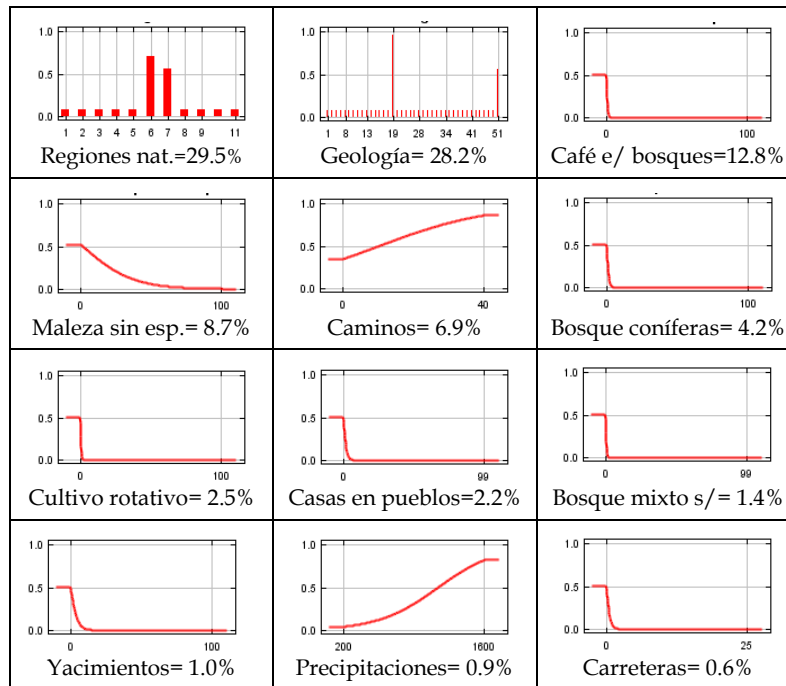


**Evaluación del modelo**

	Kappa (p)	TSS	AUC (p)	Área predicha (fraccional)	Tasa de omisión
<b>MaxEnt</b>	0.012 (0.000)	0.876	0.961 (0.000)	0.125	0.000
<b>C. H. A.</b>	0.009 (0.000)	0.845	--	0.155	0.000

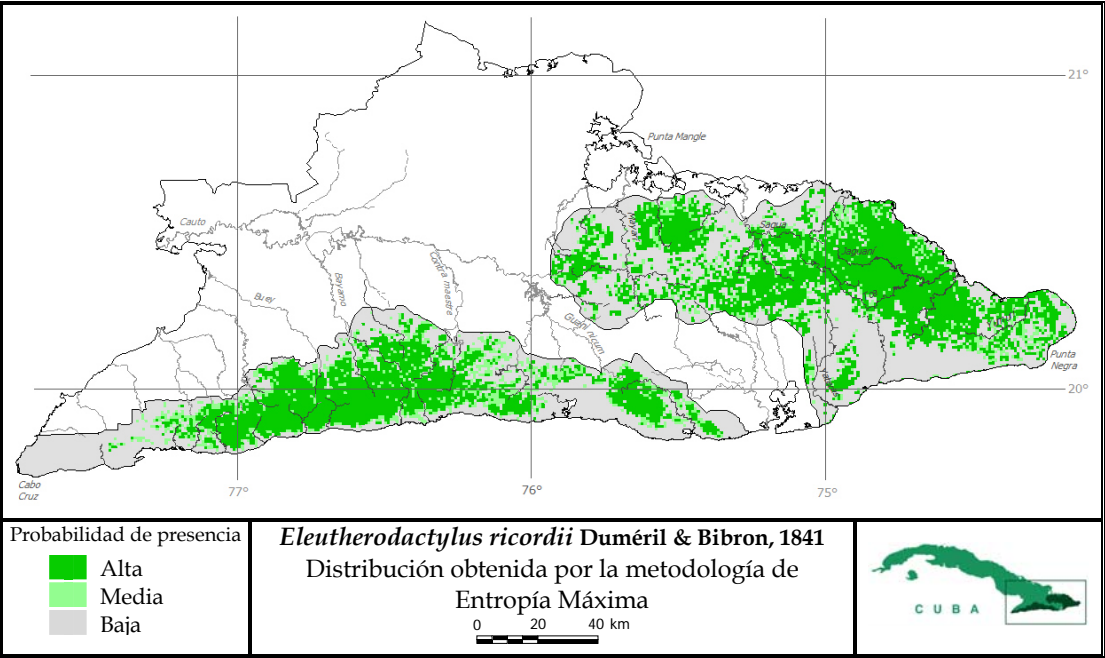
**Contribución relativa y curvas de respuesta de las variables ambientales**

Las gráficas muestran como cada variable ambiental afecta las predicciones de MaxEnt. El eje Y representa la probabilidad de presencia y el eje X representa los valores de cada variable. Los porcentajes representan la contribución relativa de las variables al modelo de MaxEnt.

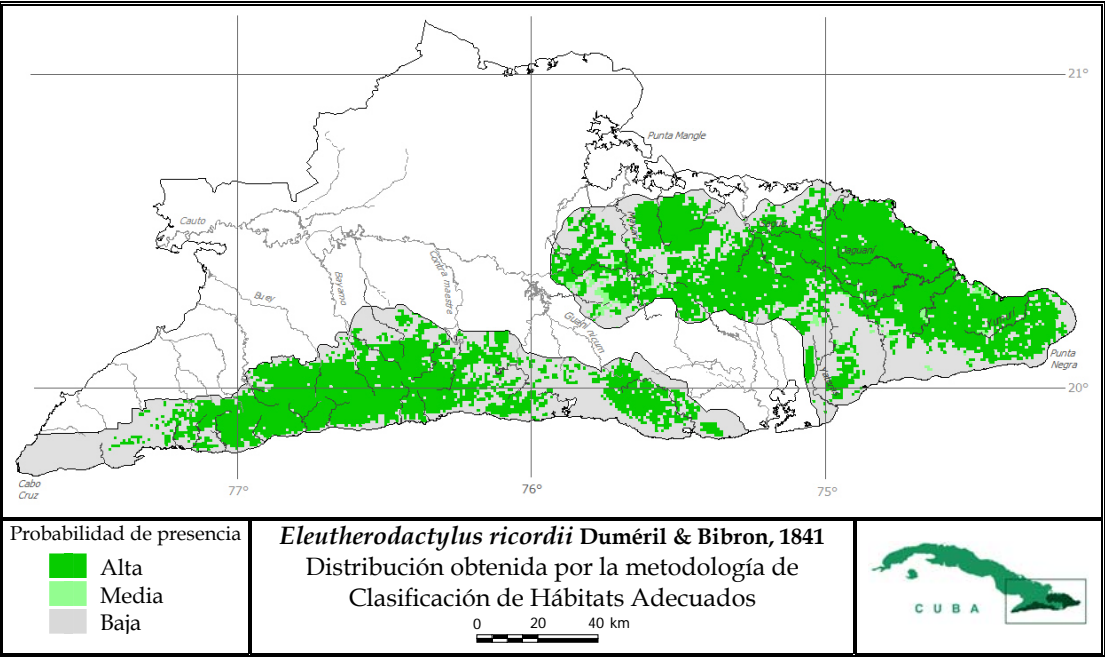
**Variables utilizadas en la modelación con Clasificación de Hábitats Adecuados**

Se muestra el porcentaje de cuadrículas que cumplen con las condiciones para tener una probabilidad de presencia alta, media o baja en cada variable si se utilizara solamente esa variable para la modelación y la probabilidad de presencia de la especie obtenida después de superponer todas las variables.

Variables /Probabilidad	Sagua-Baracoa		
	Baja	Media	Alta
Altitud	8.5	34.5	57.0
Cobertura	58.6	0.0	41.4
Regiones naturales	73.1	0.0	26.9
Superposición	84.5	4.5	11.0



Número de presencias usadas para generar los modelos: Sierra Maestra= 26, Sagua-Baracoa= 28



Comparación entre las dos metodologías de modelación

Sierra Maestra:	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados			
	Probabilidad	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Área (km)		3065	824	2348	3147	0	3090
Porcentaje		49.1	13.2	37.6	50.5	0.0	49.5
Coeficiente de correlación Gamma= <b>0.94</b> , p=0.00, n=6237							

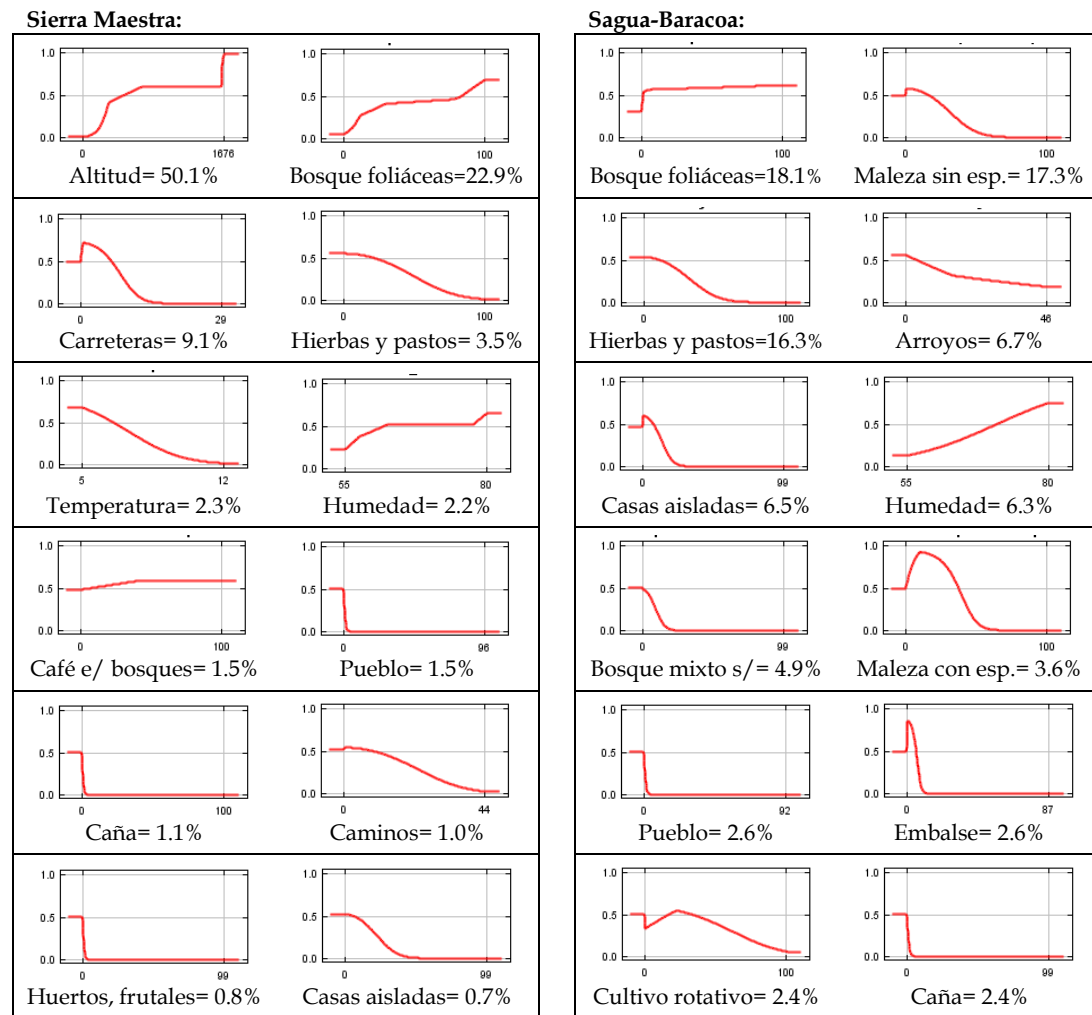
Sagua-Baracoa:	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados			
	Probabilidad	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Área (km)		3890	828	3520	3043	166	5029
Porcentaje		47.2	10.1	42.7	36.9	2.0	61.0
Coeficiente de correlación Gamma= <b>0.94</b> , p= <b>0.00</b> , n=8238							

**Evaluación del modelo**

	Kappa (p)	TSS	AUC (p)	Área predicha (fraccional)	Tasa de omisión
<b>MaxEnt</b>					
Sierra Maestra	0.007 (0.000)	0.455	0.915 (0.000)	0.509	0.000
Sagua-Baracoa	0.005 (0.000)	0.402	0.908 (0.000)	0.528	0.000
<b>C. H. A.</b>					
Sierra Maestra	0.008 (0.000)	0.468	--	0.495	0.038
Sagua-Baracoa	0.004 (0.000)	0.335	--	0.631	0.036

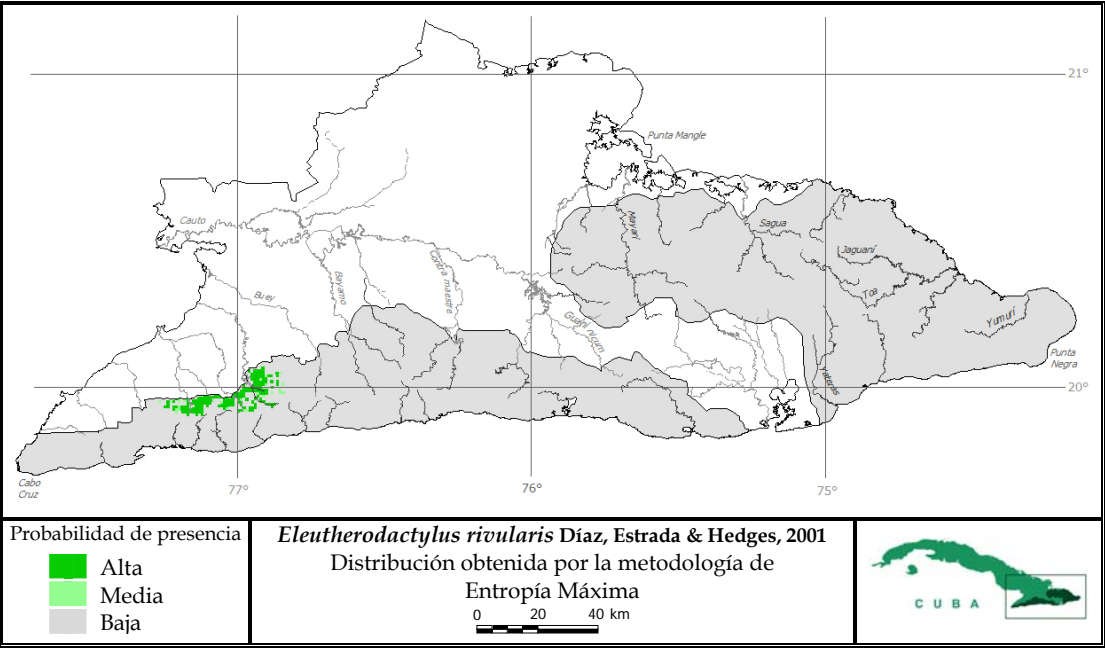
**Contribución relativa y curvas de respuesta de las variables ambientales**

Las gráficas muestran como cada variable ambiental afecta las predicciones de MaxEnt. El eje Y representa la probabilidad de presencia y el eje X representa los valores de cada variable. Los porcentajes representan la contribución relativa de las variables a los modelos de MaxEnt.

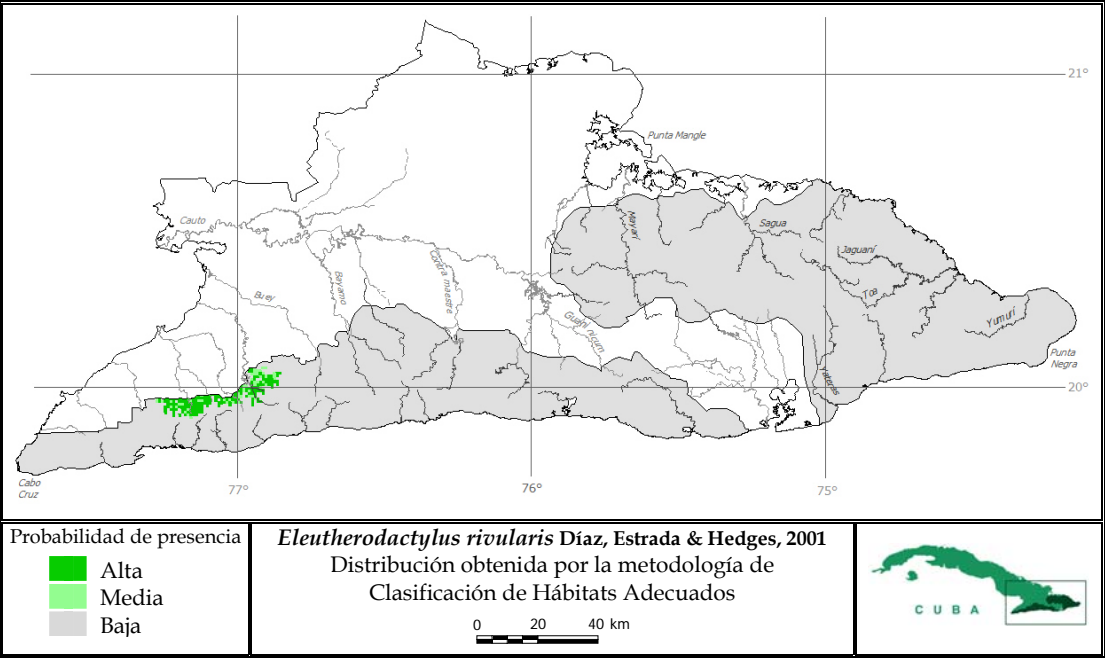
**Variables utilizadas en la modelación con Clasificación de Hábitats Adecuados**

Se muestra el porcentaje de cuadrículas que cumplen con las condiciones para tener una probabilidad de presencia alta, media o baja en cada variable si se utilizara solamente esa variable para la modelación y la probabilidad de presencia de la especie obtenida después de superponer todas las variables.

Variables / Probabilidad	Sierra Maestra			Sagua-Baracoa		
	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Altitud	18.7	0.0	81.3	0.0	49.6	50.4
Cobertura	43.5	0.2	56.4	36.9	3.1	60.0
Regiones naturales	16.5	0.0	83.5	-	-	-
Superposición	50.5	0.0	49.5	36.9	2.0	61.0



Número de presencias usadas para generar los modelos: Sierra Maestra= 3



Comparación entre las dos metodologías de modelación

Sierra Maestra:

Probabilidad	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados		
	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Área (km)	6036	25	176	6007	56	174
Porcentaje	96.8	0.4	2.8	96.3	0.9	2.8

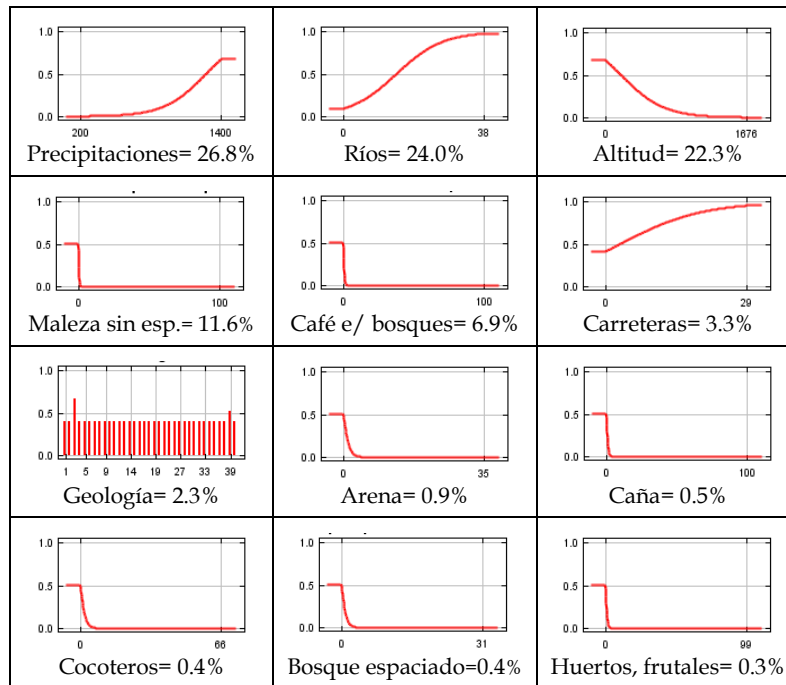
Coefficiente de correlación Gamma= 0.99, p=0.00, n=6237

**Evaluación del modelo**

	Kappa (p)	TSS	AUC (p)	Área predicha (fraccional)	Tasa de omisión
<b>MaxEnt</b>	0.028 (0.000)	0.968	1.000 (0.001)	0.032	0.000
<b>C. H. A.</b>	0.025 (0.000)	0.964	--	0.037	0.000

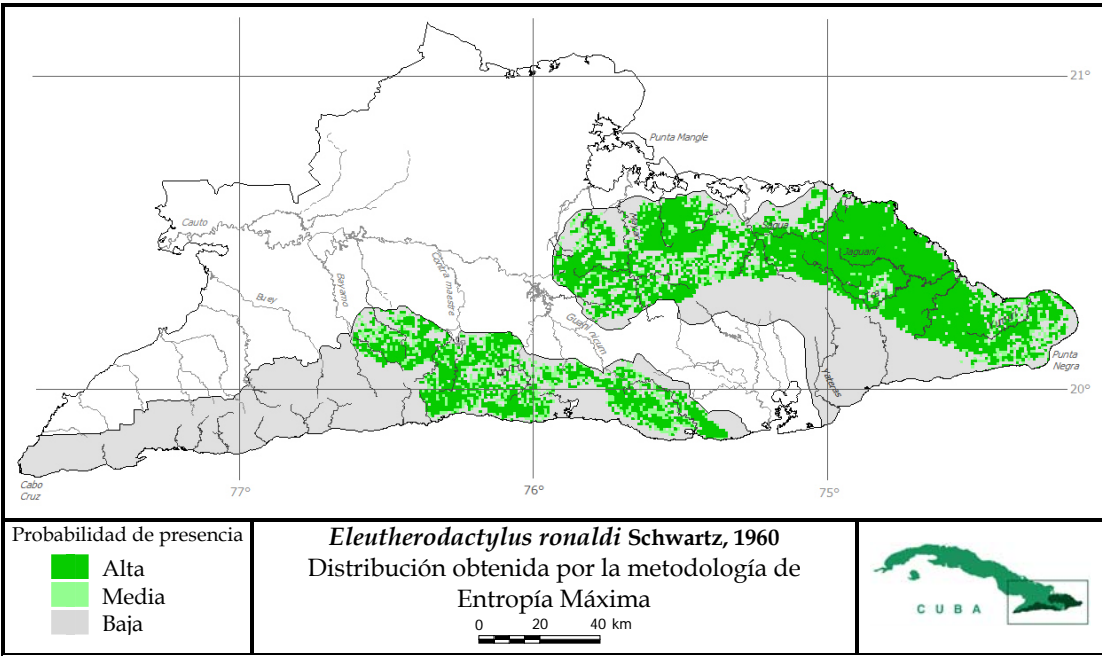
**Contribución relativa y curvas de respuesta de las variables ambientales**

Las gráficas muestran como cada variable ambiental afecta las predicciones de MaxEnt. El eje Y representa la probabilidad de presencia y el eje X representa los valores de cada variable. Los porcentajes representan la contribución relativa de las variables al modelo de MaxEnt.

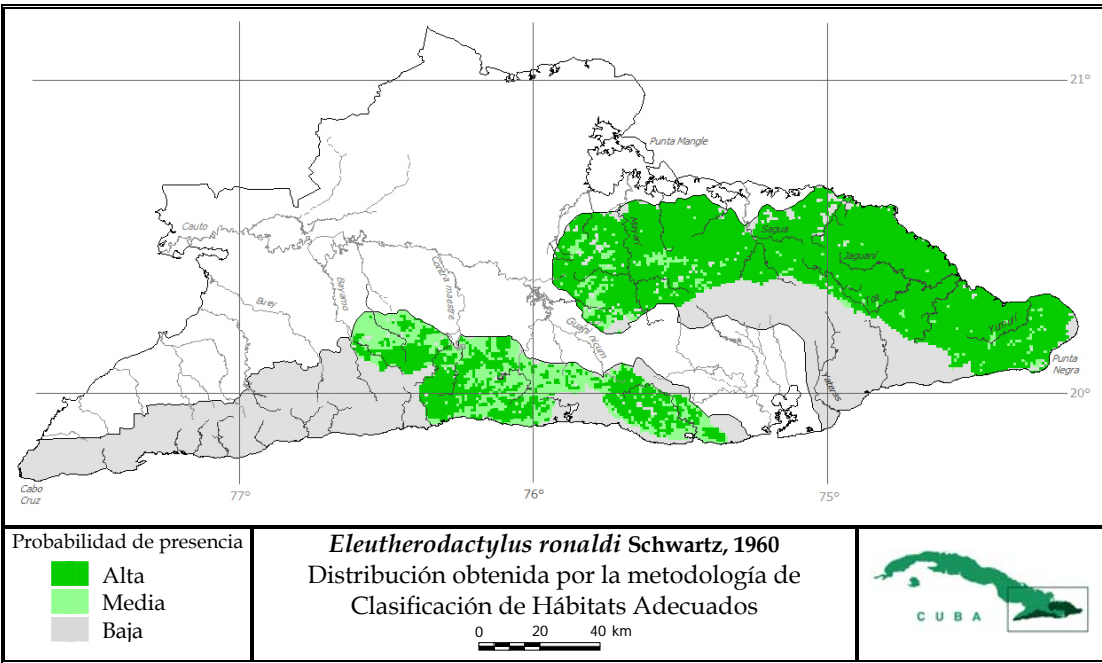
**Variables utilizadas en la modelación con Clasificación de Hábitats Adecuados**

Se muestra el porcentaje de cuadrículas que cumplen con las condiciones para tener una probabilidad de presencia alta, media o baja en cada variable si se utilizara solamente esa variable para la modelación y la probabilidad de presencia de la especie obtenida después de superponer todas las variables.

Variables /Probabilidad	Sierra Maestra		
	Baja	Media	Alta
Altitud	44.3	0.0	55.7
Ríos y arroyos	29.8	25.0	45.2
Regiones naturales	93.1	0.0	6.9
Superposición	96.3	0.9	2.8



Número de presencias usadas para generar los modelos: Sierra Maestra= 10, Sagua-Baracoa= 36



**Comparación entre las dos metodologías de modelación**

**Sierra Maestra:**

Probabilidad	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados		
	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Área (km)	4392	533	1312	3713	1184	1340
Porcentaje	70.4	8.5	21.0	59.5	19.0	21.5

Coefficiente de correlación Gamma= 0.93, p=0.00, n=6237

**Sagua-Baracoa:**

Probabilidad	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados		
	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Área (km)	3778	581	3879	2495	351	5392
Porcentaje	45.9	7.1	47.1	30.2	4.3	65.5

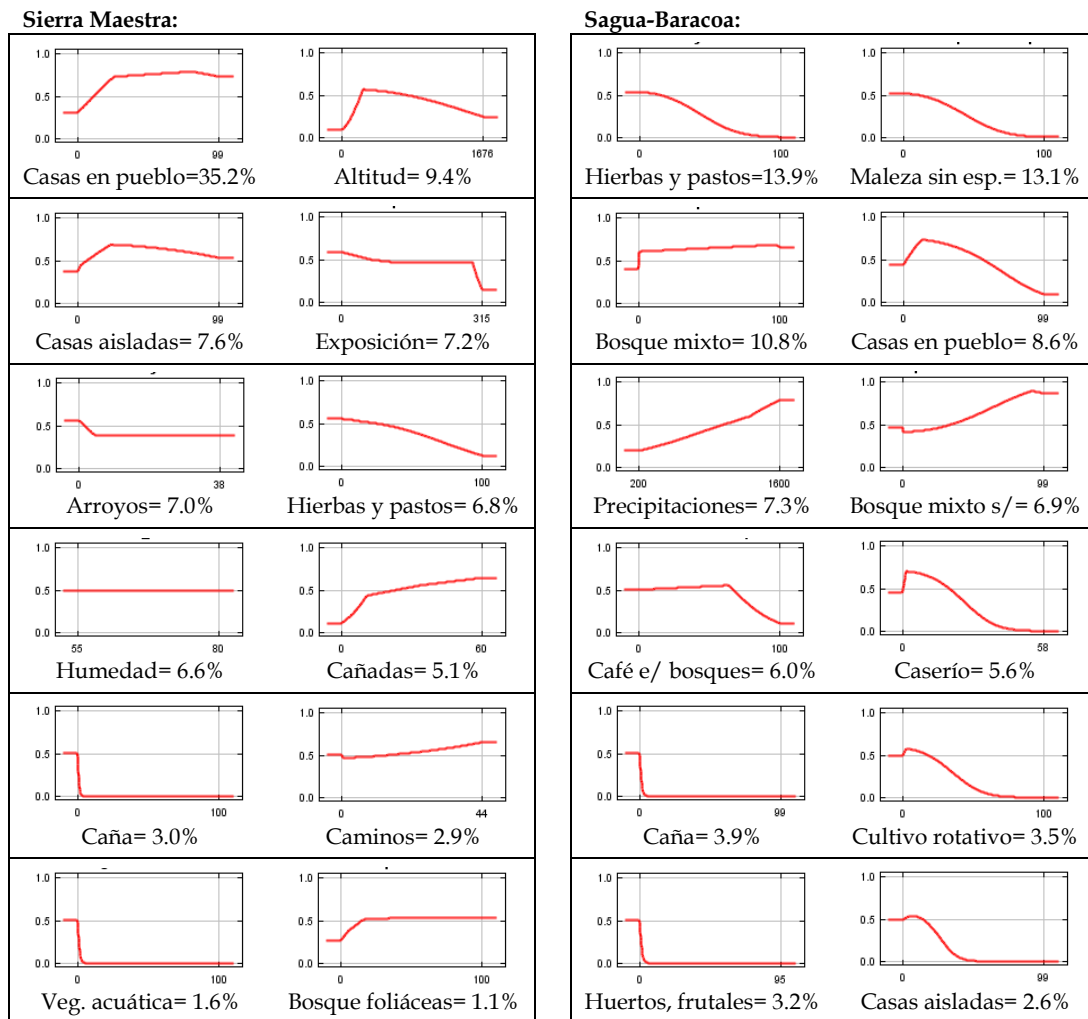
Coefficiente de correlación Gamma= 0.94, p=0.00, n=8238

**Evaluación del modelo**

	Kappa (p)	TSS	AUC (p)	Área predicha (fraccional)	Tasa de omisión
<b>MaxEnt</b>					
Sierra Maestra	0.007 (0.000)	0.605	0.911 (0.000)	0.296	0.000
Sagua-Baracoa	0.007 (0.000)	0.433	0.899 (0.000)	0.541	0.000
<b>C. H. A.</b>					
Sierra Maestra	0.003 (0.011)	0.396	--	0.405	0.200
Sagua-Baracoa	0.003 (0.000)	0.276	--	0.697	0.028

**Contribución relativa y curvas de respuesta de las variables ambientales**

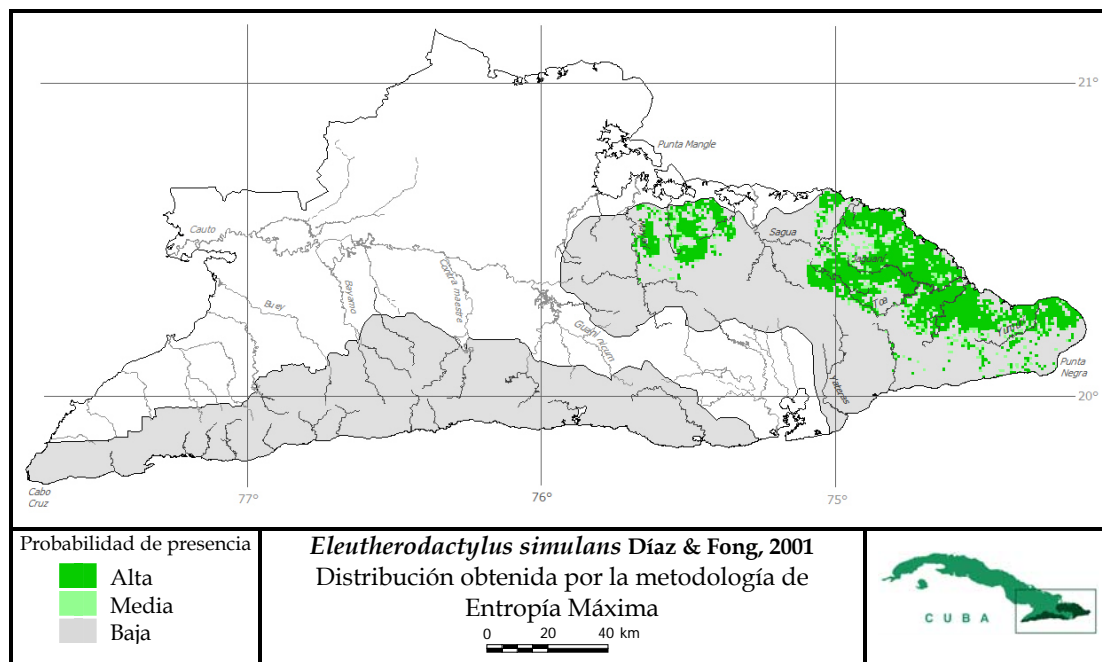
Las gráficas muestran como cada variable ambiental afecta las predicciones de MaxEnt. El eje Y representa la probabilidad de presencia y el eje X representa los valores de cada variable. Los porcentajes representan la contribución relativa de las variables a los modelos de MaxEnt.

**Variables utilizadas en la modelación con Clasificación de Hábitats Adecuados**

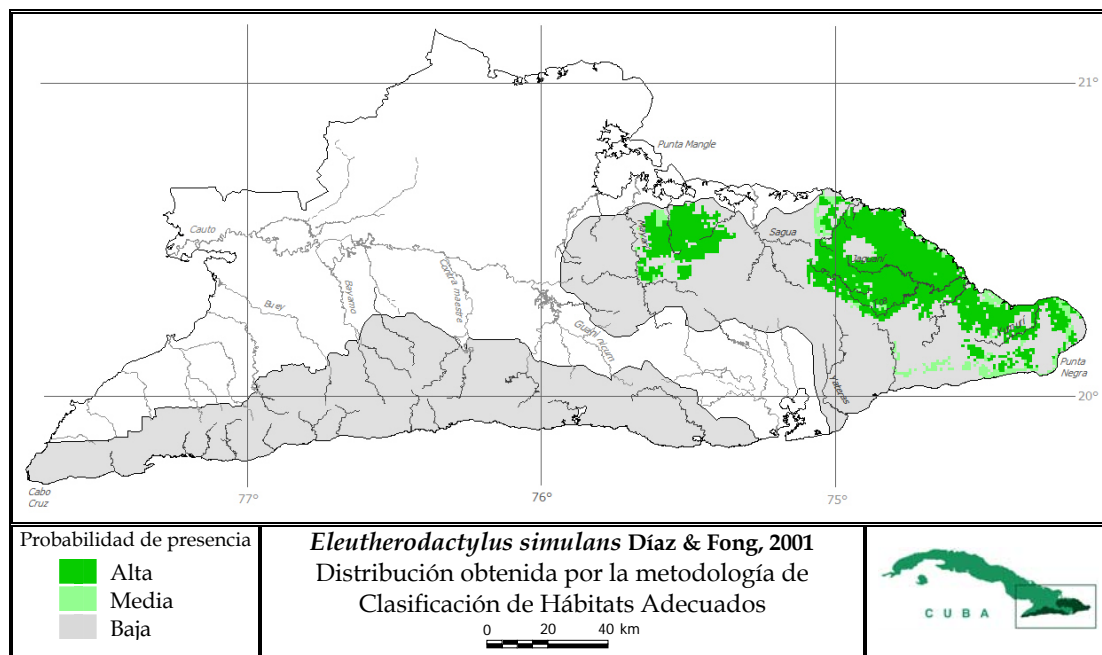
Se muestra el porcentaje de cuadrículas que cumplen con las condiciones para tener una probabilidad de presencia alta, media o baja en cada variable si se utilizara solamente esa variable para la modelación y la probabilidad de presencia de la especie obtenida después de superponer todas las variables.

Variables / Probabilidad	Sierra Maestra			Sagua-Baracoa		
	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Altitud	11.3	0.0	88.7	1.6	32.9	65.5
Cobertura	4.4	39.0	56.5	5.7	31.3	63.1
Regiones naturales	57.7	0.0	42.3	25.8	0.0	74.2
Superposición	59.5	19.0	21.5	30.2	4.3	65.5





Número de presencias usadas para generar los modelos: Sagua-Baracoa= 18



#### Comparación entre las dos metodologías de modelación

Sagua-Baracoa:

Probabilidad	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados		
	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Área (km)	5934	322	1982	5571	330	2337
Porcentaje	72.0	3.9	24.1	67.6	4.0	28.4

Coefficiente de correlación Gamma= 0.87, p=0.00, n=8238

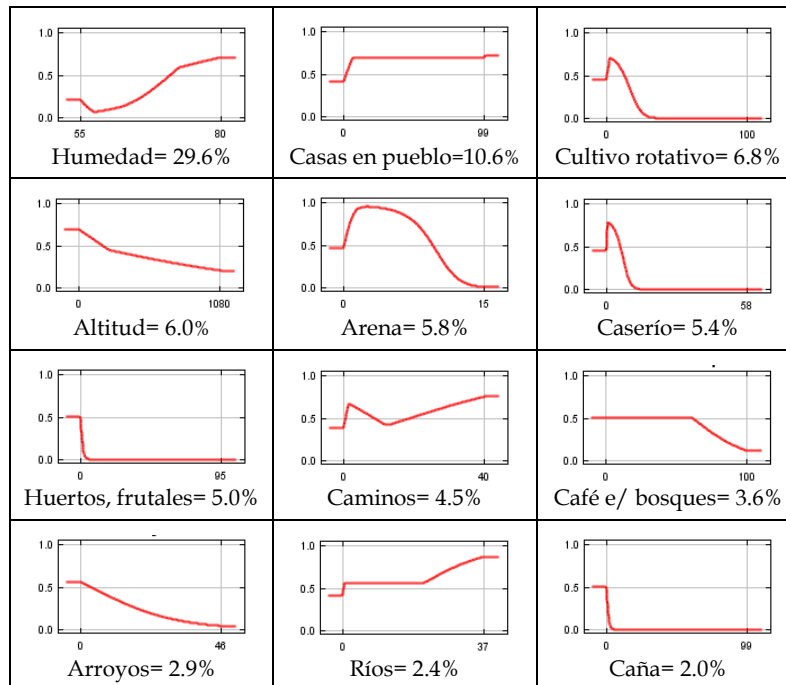


**Evaluación del modelo**

	Kappa (p)	TSS	AUC (p)	Área predicha (fraccional)	Tasa de omisión
<b>MaxEnt</b>	0.009 (0.000)	0.555	0.945 (0.000)	0.280	0.000
<b>C. H. A.</b>	0.009 (0.000)	0.678	--	0.324	0.000

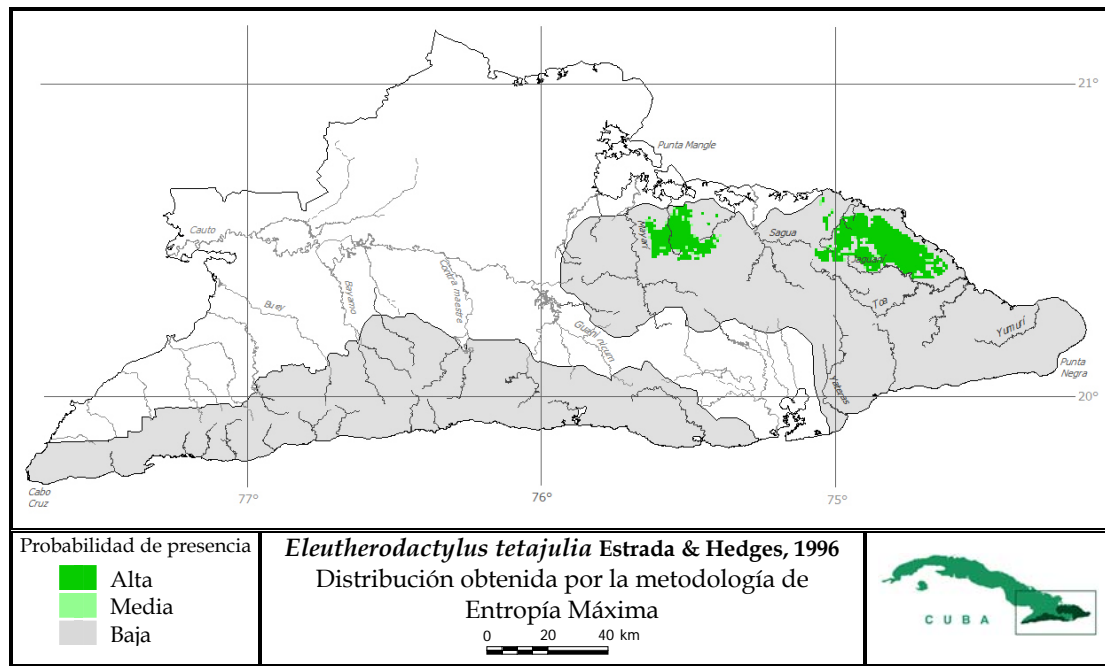
**Contribución relativa y curvas de respuesta de las variables ambientales**

Las gráficas muestran como cada variable ambiental afecta las predicciones de MaxEnt. El eje Y representa la probabilidad de presencia y el eje X representa los valores de cada variable. Los porcentajes representan la contribución relativa de las variables al modelo de MaxEnt.

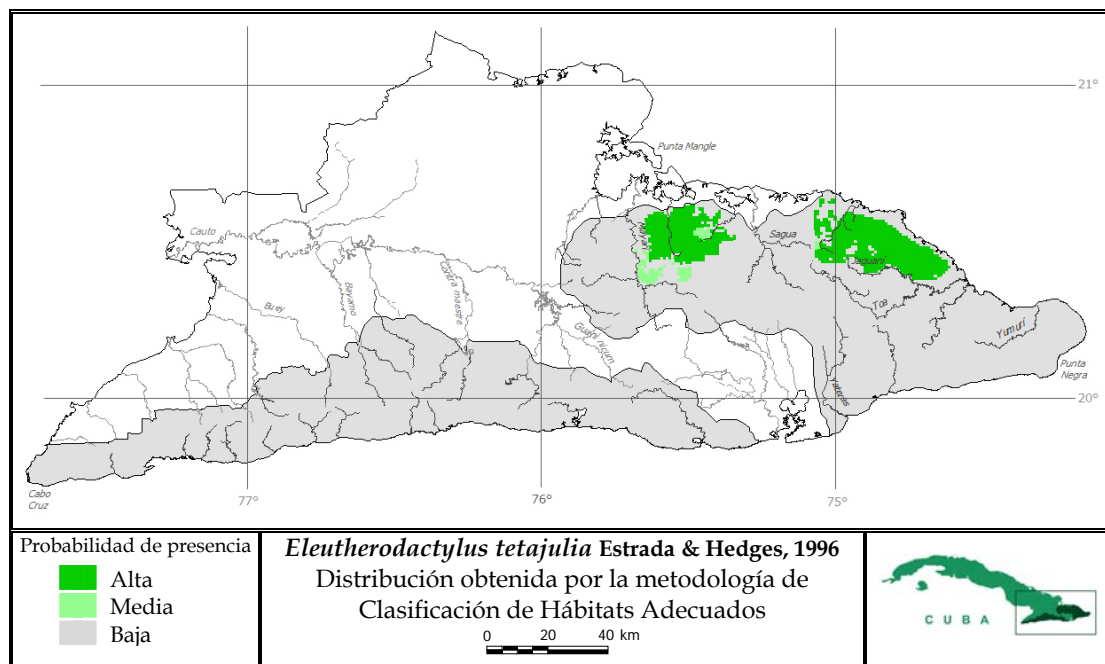
**Variables utilizadas en la modelación con Clasificación de Hábitats Adecuados**

Se muestra el porcentaje de cuadrículas que cumplen con las condiciones para tener una probabilidad de presencia alta, media o baja en cada variable si se utilizara solamente esa variable para la modelación y la probabilidad de presencia de la especie obtenida después de superponer todas las variables.

Variables /Probabilidad	Sagua-Baracoa		
	Baja	Media	Alta
Altitud	61.9	0.0	38.1
Cobertura	36.3	6.9	56.8
Regiones naturales	47.9	0.0	52.1
Superposición	67.6	4.0	28.4



Número de presencias usadas para generar los modelos: Sagua-Baracoa= 7



#### Comparación entre las dos metodologías de modelación

Sagua-Baracoa:

Probabilidad	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados		
	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Área (km)	7442	44	752	7053	104	1081
Porcentaje	90.3	0.5	9.1	85.6	1.3	13.1

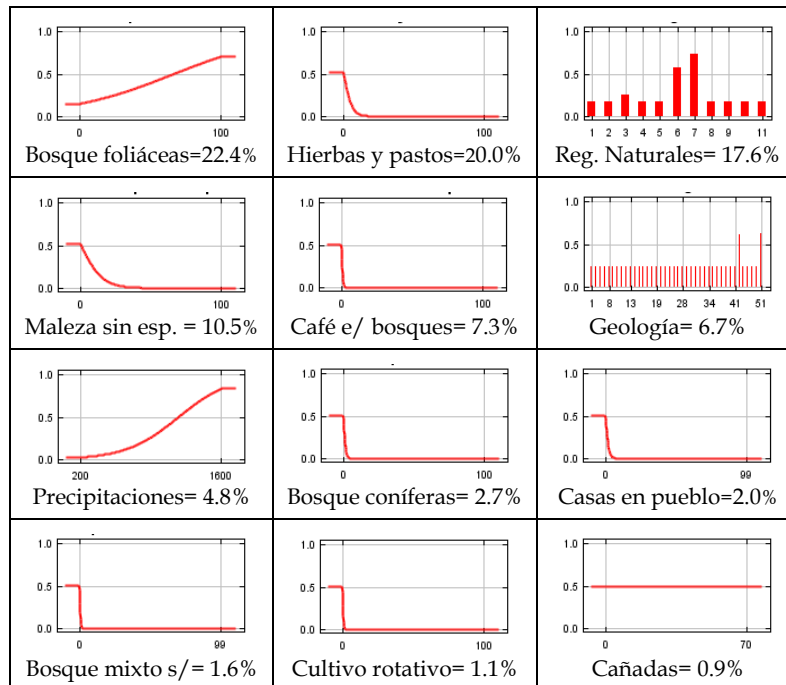
Coefficiente de correlación Gamma= 0.99, p=0.00, n=8238

**Evaluación del modelo**

	Kappa (p)	TSS	AUC (p)	Área predicha (fraccional)	Tasa de omisión
<b>MaxEnt</b>	0.016 (0.000)	0.904	0.962 (0.001)	0.097	0.000
<b>C. H. A.</b>	0.010 (0.000)	0.857	--	0.144	0.000

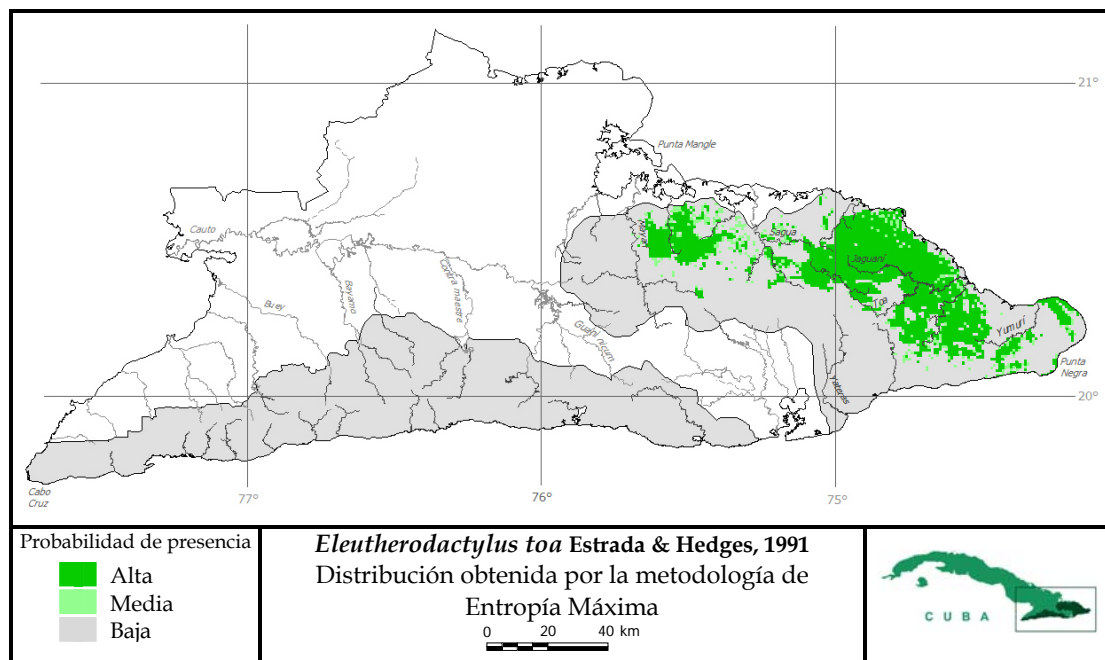
**Contribución relativa y curvas de respuesta de las variables ambientales**

Las gráficas muestran como cada variable ambiental afecta las predicciones de MaxEnt. El eje Y representa la probabilidad de presencia y el eje X representa los valores de cada variable. Los porcentajes representan la contribución relativa de las variables al modelo de MaxEnt.

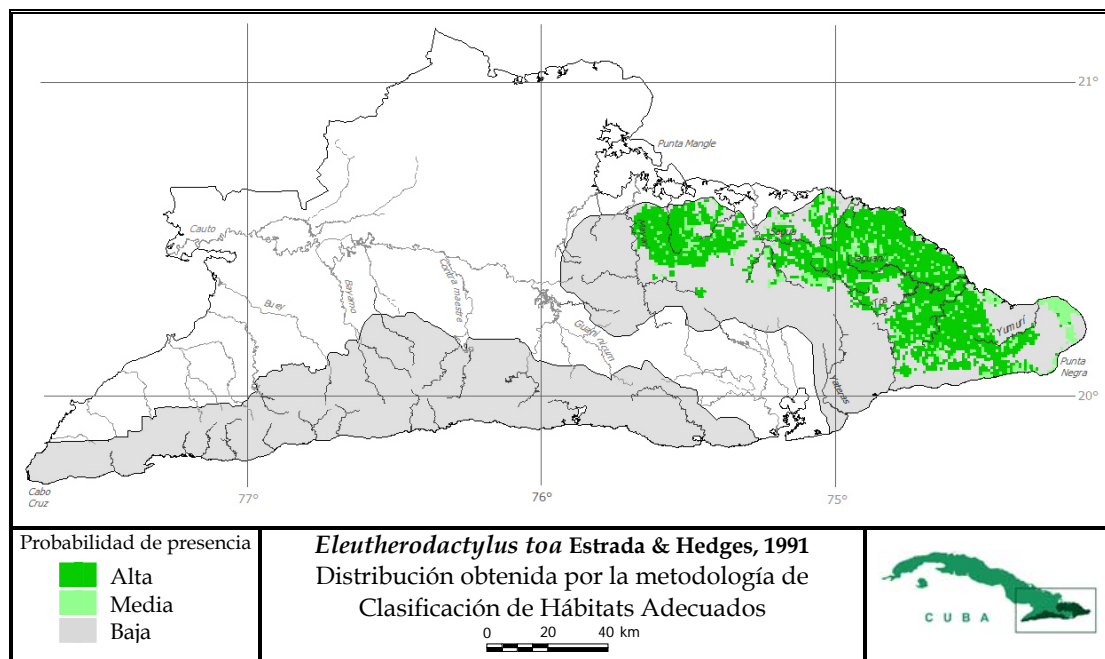
**Variables utilizadas en la modelación con Clasificación de Hábitats Adecuados**

Se muestra el porcentaje de cuadrículas que cumplen con las condiciones para tener una probabilidad de presencia alta, media o baja en cada variable si se utilizara solamente esa variable para la modelación y la probabilidad de presencia de la especie obtenida después de superponer todas las variables.

Variables /Probabilidad	Sagua-Baracoa		
	Baja	Media	Alta
Altitud	7.9	0.0	92.1
Cobertura	36.9	21.7	41.4
Regiones naturales	80.7	0.0	19.3
Superposición	85.6	1.3	13.1



Número de presencias usadas para generar los modelos: Sagua-Baracoa= 34



#### Comparación entre las dos metodologías de modelación

Sagua-Baracoa:

Probabilidad	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados		
	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Área (km)	5638	366	2234	4874	642	2722
Porcentaje	68.4	4.4	27.1	59.2	7.8	33.0

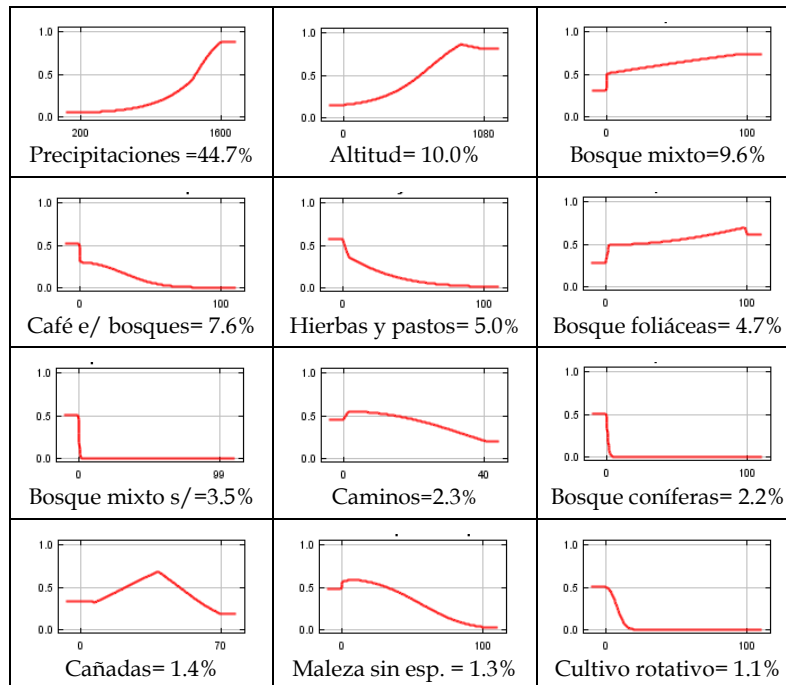
Coefficiente de correlación Gamma= 0.90, p=0.00, n=8238

**Evaluación del modelo**

	Kappa (p)	TSS	AUC (p)	Área predicha (fraccional)	Tasa de omisión
<b>MaxEnt</b>	0.018 (0.000)	0.687	0.951 (0.000)	0.316	0.000
<b>C. H. A.</b>	0.012 (0.000)	0.594	--	0.408	0.000

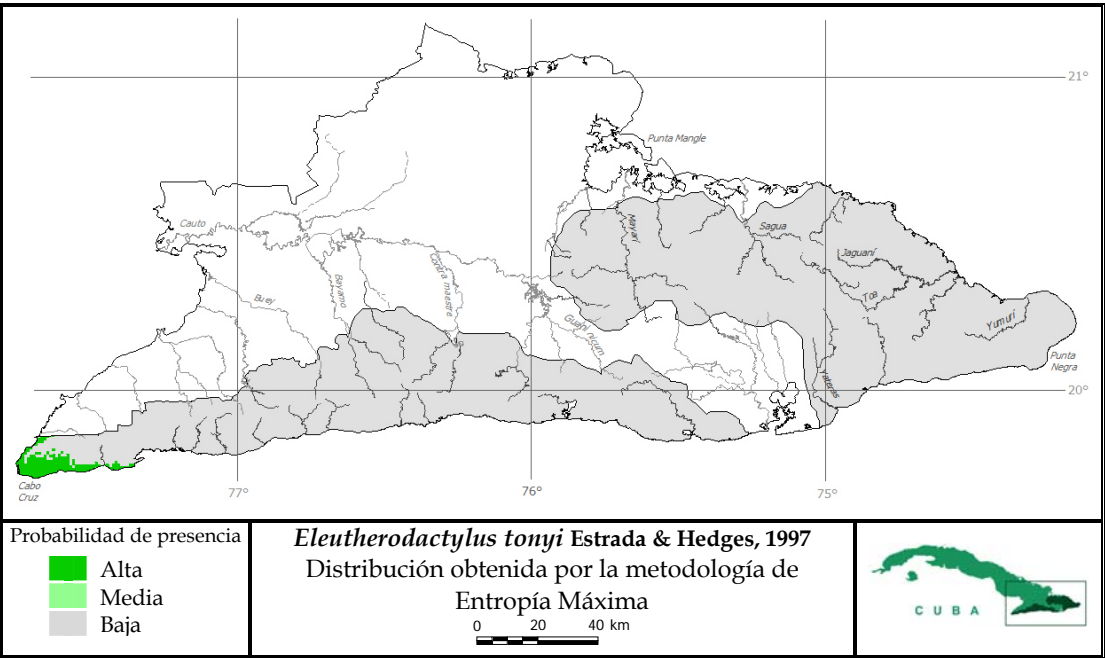
**Contribución relativa y curvas de respuesta de las variables ambientales**

Las gráficas muestran como cada variable ambiental afecta las predicciones de MaxEnt. El eje Y representa la probabilidad de presencia y el eje X representa los valores de cada variable. Los porcentajes representan la contribución relativa de las variables al modelo de MaxEnt.

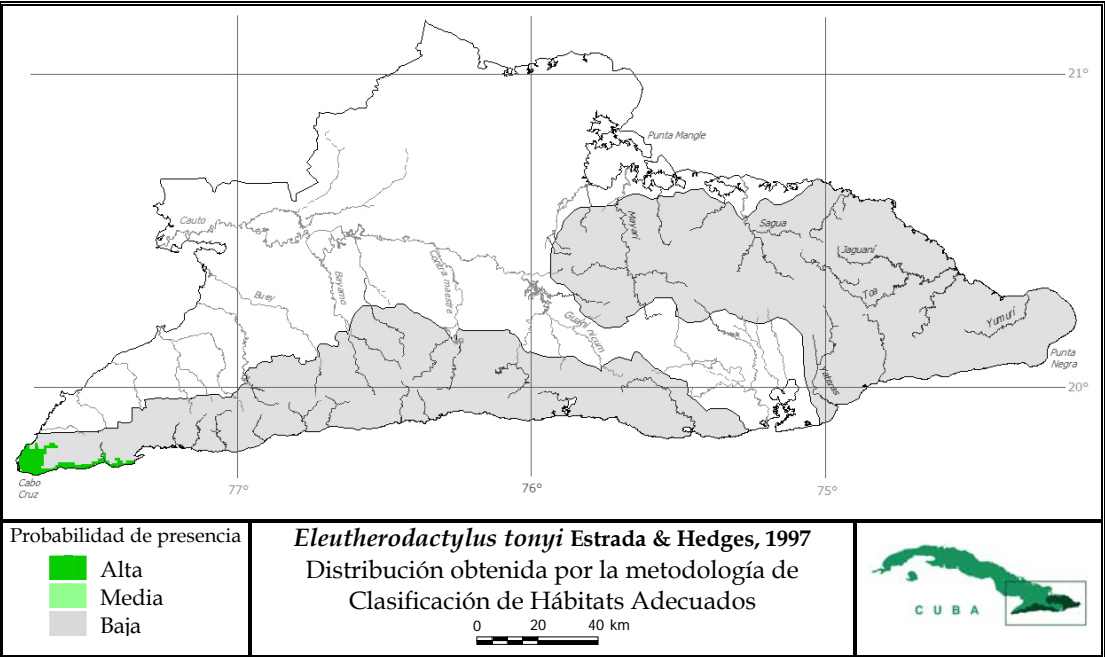
**Variables utilizadas en la modelación con Clasificación de Hábitats Adecuados**

Se muestra el porcentaje de cuadrículas que cumplen con las condiciones para tener una probabilidad de presencia alta, media o baja en cada variable si se utilizara solamente esa variable para la modelación y la probabilidad de presencia de la especie obtenida después de superponer todas las variables.

Variables /Probabilidad	Sagua-Baracoa		
	Baja	Media	Alta
Cobertura	40.4	0.0	59.6
Regiones naturales	37.0	0.0	63.0
Ríos	0.0	64.7	35.3
Arroyos	0.0	60.1	39.9
Superposición	59.2	7.8	33.0



Número de presencias usadas para generar los modelos: Sierra Maestra= 2



Comparación entre las dos metodologías de modelación

Sierra Maestra:	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados			
	Probabilidad	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Área (km)		6028	0	209	6077	0	160
Porcentaje		96.6	0.0	3.4	97.4	0.0	2.6

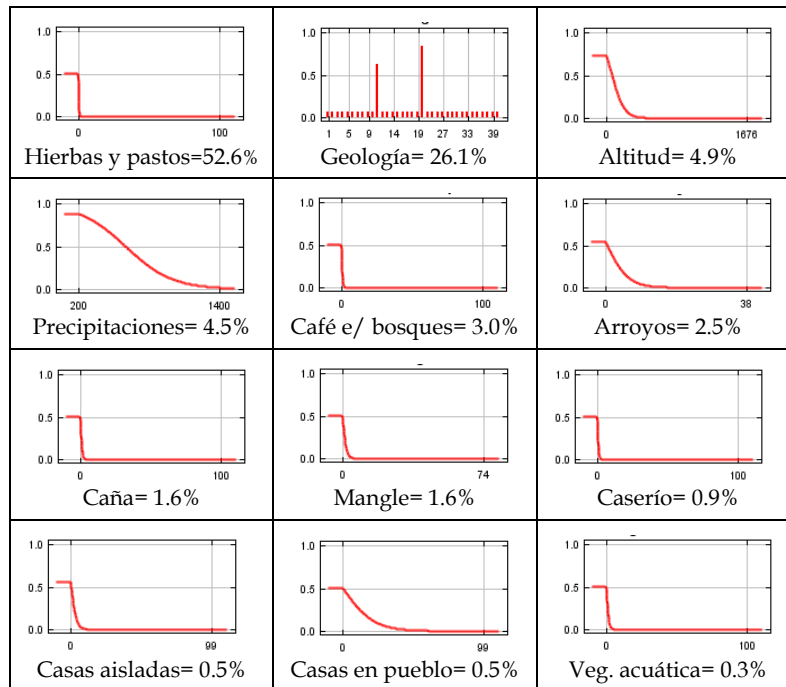
Coefficiente de correlación Gamma= 0.99, p=0.00, n=6237

**Evaluación del modelo**

	Kappa (p)	TSS	AUC (p)	Área predicha (fraccional)	Tasa de omisión
<b>MaxEnt</b>	0.018 (0.000)	0.967	0.993 (0.001)	0.034	0.000
<b>C. H. A.</b>	0.024 (0.000)	0.975	--	0.026	0.000

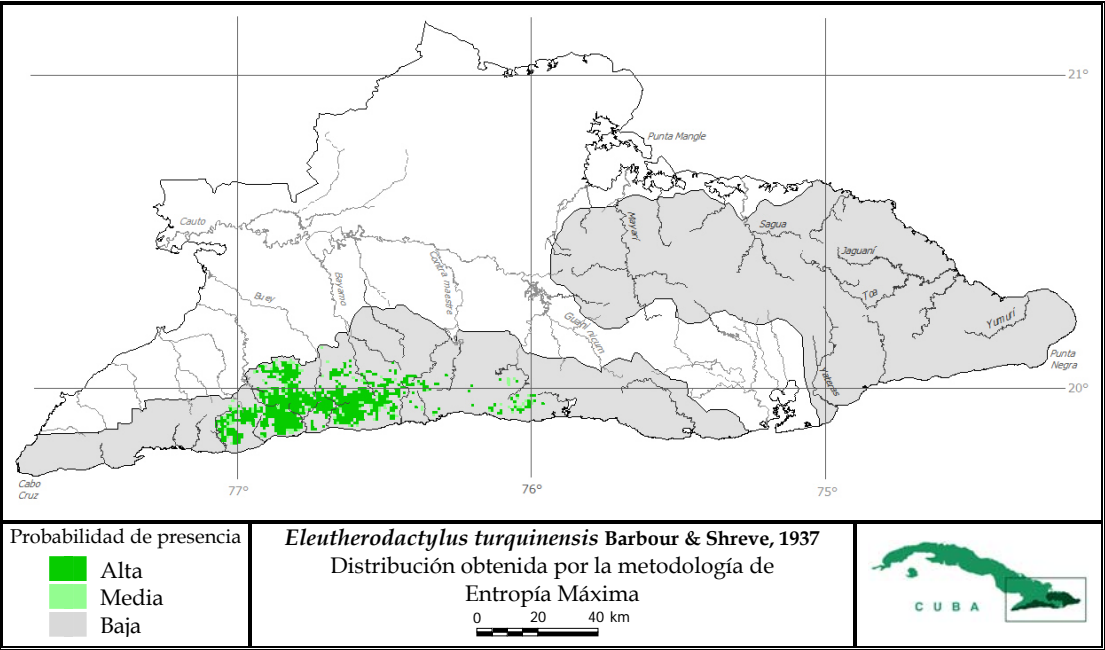
**Contribución relativa y curvas de respuesta de las variables ambientales**

Las gráficas muestran como cada variable ambiental afecta las predicciones de MaxEnt. El eje Y representa la probabilidad de presencia y el eje X representa los valores de cada variable. Los porcentajes representan la contribución relativa de las variables al modelo de MaxEnt.

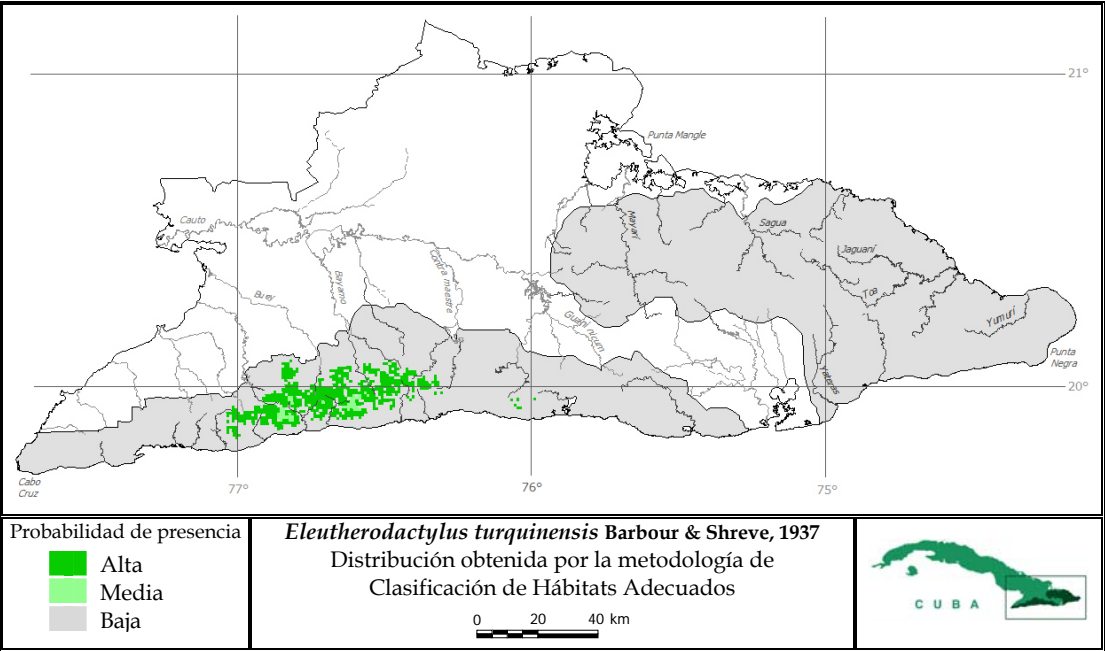
**Variables utilizadas en la modelación con Clasificación de Hábitats Adecuados**

Se muestra el porcentaje de cuadrículas que cumplen con las condiciones para tener una probabilidad de presencia alta, media o baja en cada variable si se utilizara solamente esa variable para la modelación y la probabilidad de presencia de la especie obtenida después de superponer todas las variables.

Variables /Probabilidad	Sierra Maestra		
	Baja	Media	Alta
Altitud	77.7	0.0	22.3
Cobertura	41.1	0.0	58.9
Regiones naturales	93.1	0.0	6.9
Superposición	97.4	0.0	2.6



Número de presencias usadas para generar los modelos: Sierra Maestra= 16



Comparación entre las dos metodologías de modelación

Sierra Maestra:	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados			
	Probabilidad	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Área (km)	5399	120	718	5561	46	630	
Porcentaje	86.6	1.9	11.5	89.2	0.7	10.1	
Coeficiente de correlación Gamma= 0.95, p=0.00, n=6237							

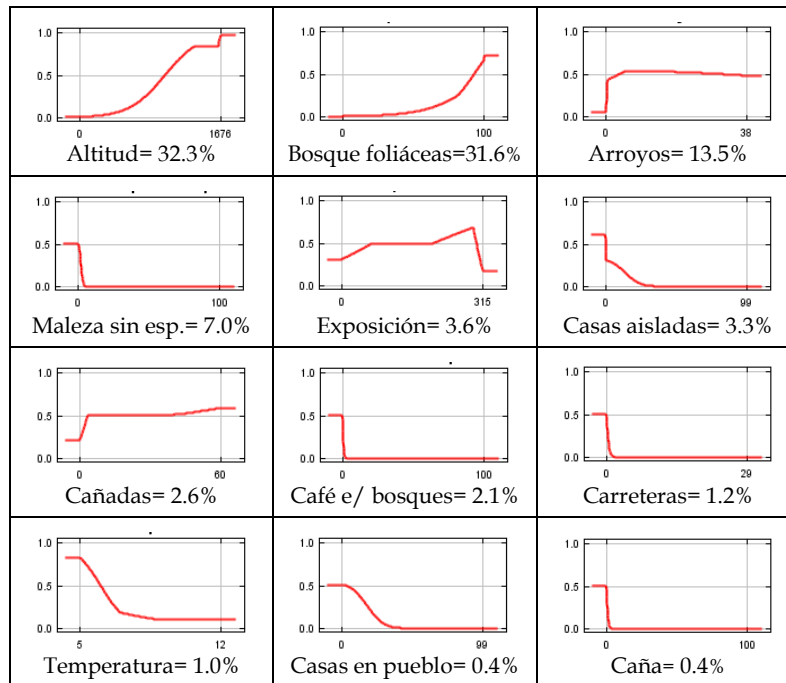


**Evaluación del modelo**

	Kappa (p)	TSS	AUC (p)	Área predicha (fraccional)	Tasa de omisión
<b>MaxEnt</b>	0.031 (0.000)	0.868	0.980 (0.000)	0.134	0.000
<b>C. H. A.</b>	0.036 (0.000)	0.827	--	0.108	0.067

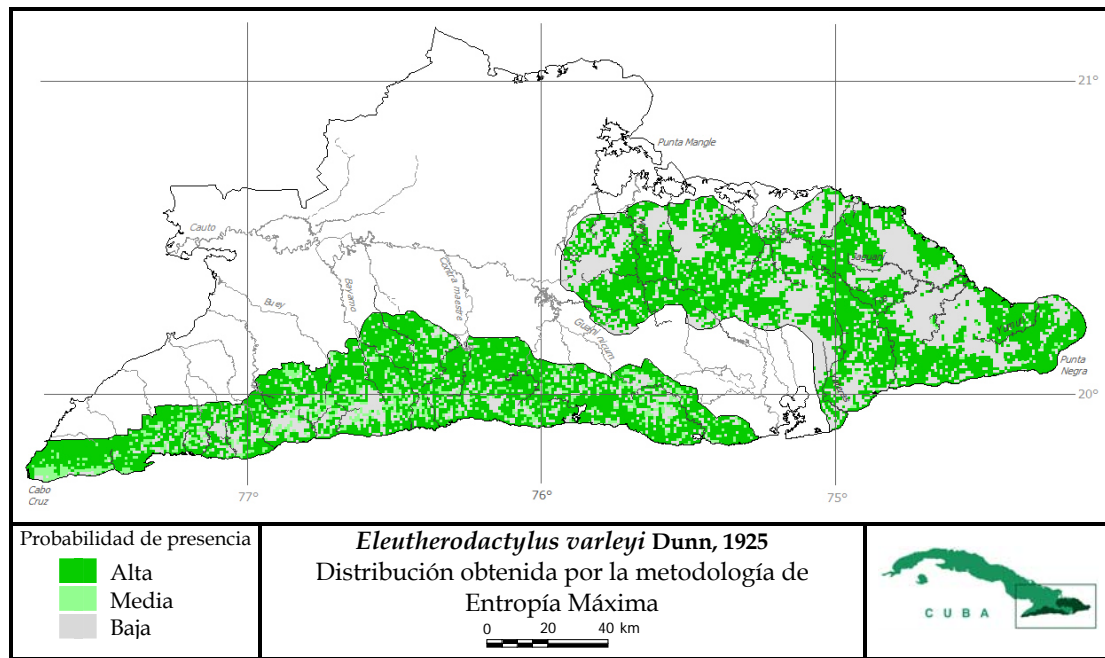
**Contribución relativa y curvas de respuesta de las variables ambientales**

Las gráficas muestran como cada variable ambiental afecta las predicciones de MaxEnt. El eje Y representa la probabilidad de presencia y el eje X representa los valores de cada variable. Los porcentajes representan la contribución relativa de las variables al modelo de MaxEnt.

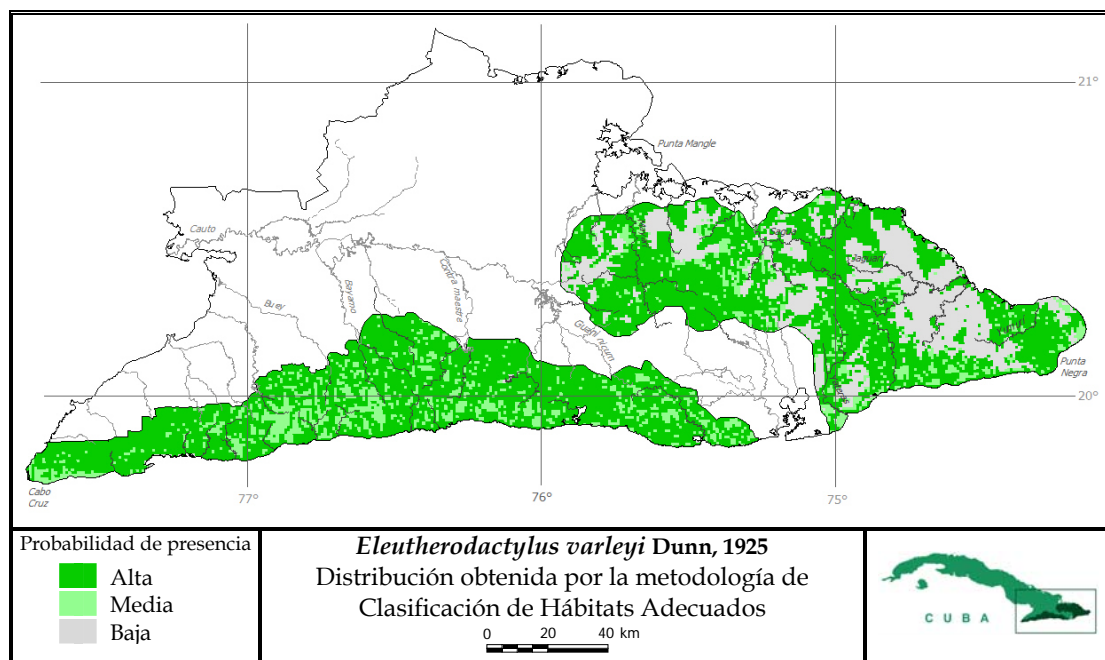
**Variables utilizadas en la modelación con Clasificación de Hábitats Adecuados**

Se muestra el porcentaje de cuadrículas que cumplen con las condiciones para tener una probabilidad de presencia alta, media o baja en cada variable si se utilizara solamente esa variable para la modelación y la probabilidad de presencia de la especie obtenida después de superponer todas las variables.

Sierra Maestra			
Variables / Probabilidad	Baja	Media	Alta
Altitud	83.9	0.8	15.3
Cobertura	49.2	0.0	50.8
Regiones naturales	41.1	0.0	58.9
Arroyos	43.4	0.0	56.6
Superposición	89.2	0.7	10.1



Número de presencias usadas para generar los modelos: Sierra Maestra= 23, Sagua-Baracoa= 16



#### Comparación entre las dos metodologías de modelación

Sierra Maestra:	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados			
	Probabilidad	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Área (km)		1178	975	4084	44	1315	4878
Porcentaje		18.9	15.6	65.5	0.7	21.1	78.2
Coeficiente de correlación Gamma= 0.76, p=0.00, n=6237							

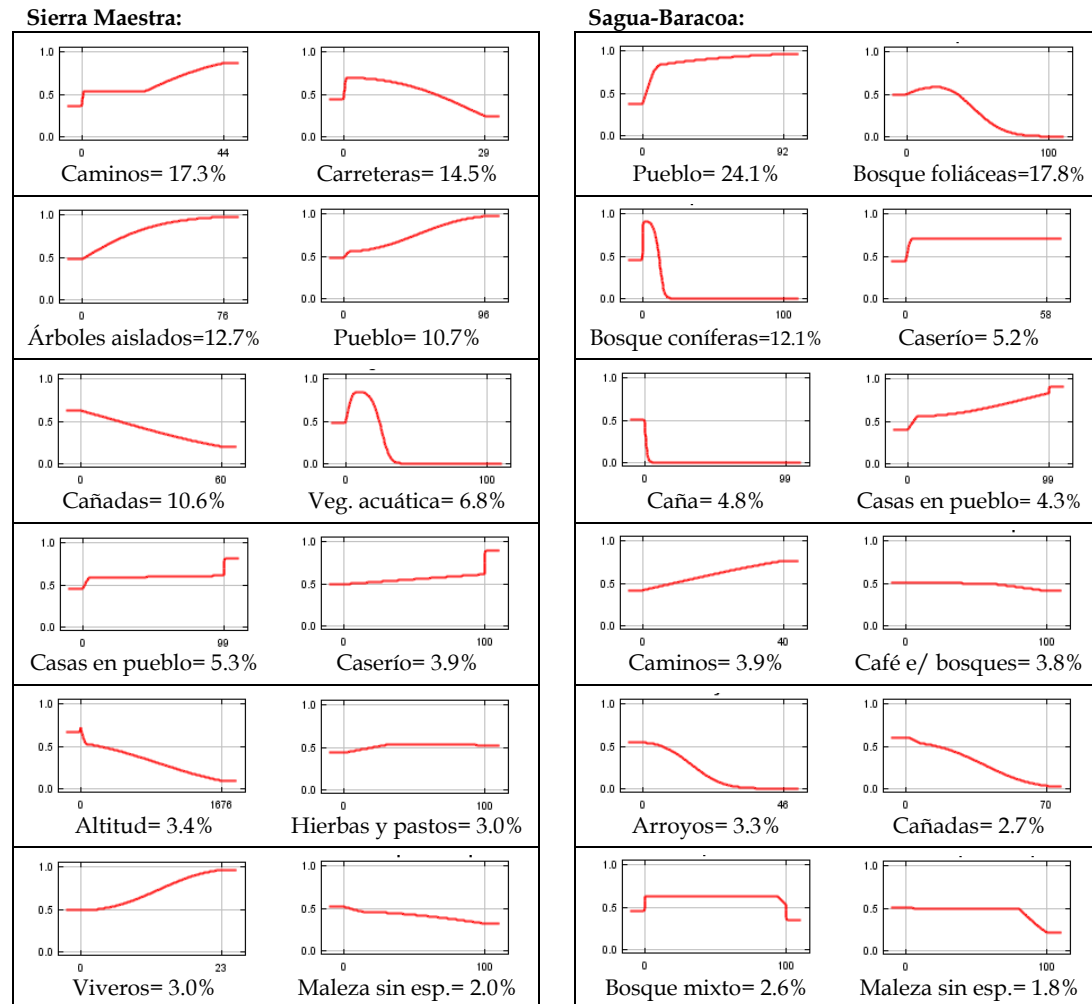
Sagua-Baracoa:	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados			
	Probabilidad	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Área (km)		3551	93	4594	2536	828	4874
Porcentaje		43.1	1.1	55.8	30.8	10.1	59.2
Coeficiente de correlación Gamma= <b>0.84</b> , p= <b>0.00</b> , n=8238							

**Evaluación del modelo**

	Kappa (p)	TSS	AUC (p)	Área predicha (fraccional)	Tasa de omisión
<b>MaxEnt</b>					
Sierra Maestra	0.001 (0.211)	0.102	0.800 (0.000)	0.811	0.000
Sagua-Baracoa	0.003 (0.003)	0.369	0.919 (0.000)	0.569	0.000
<b>C. H. A.</b>					
Sierra Maestra	0.000 (0.685)	0.007	--	0.993	0.000
Sagua-Baracoa	0.001 (0.033)	0.246	--	0.692	0.063

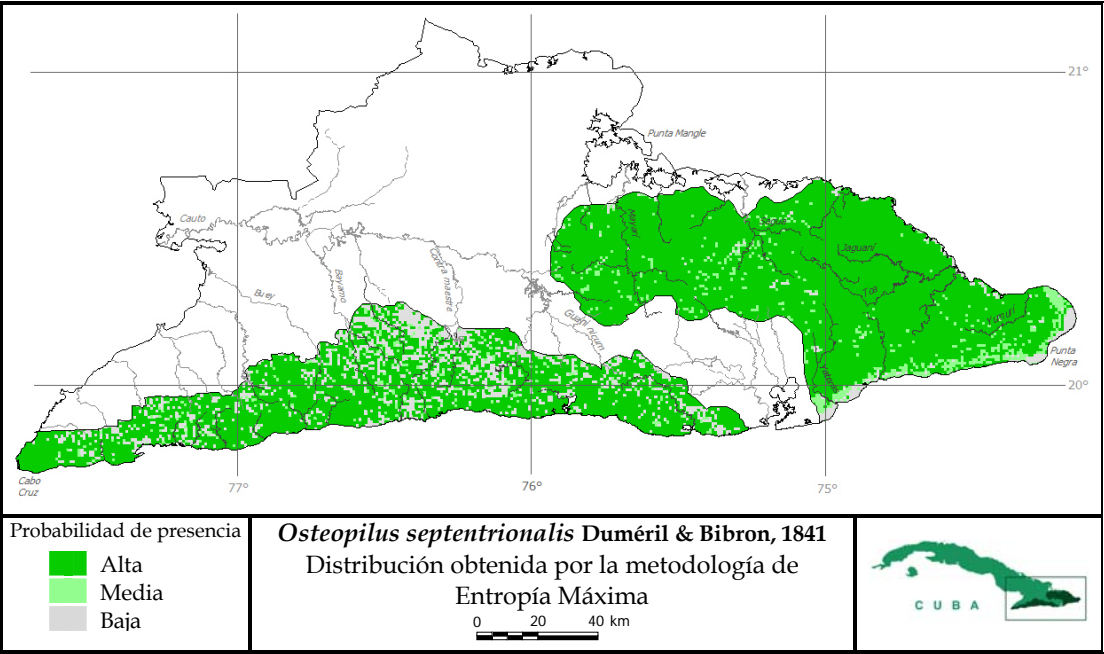
**Contribución relativa y curvas de respuesta de las variables ambientales**

Las gráficas muestran como cada variable ambiental afecta las predicciones de MaxEnt. El eje Y representa la probabilidad de presencia y el eje X representa los valores de cada variable. Los porcentajes representan la contribución relativa de las variables a los modelos de MaxEnt.

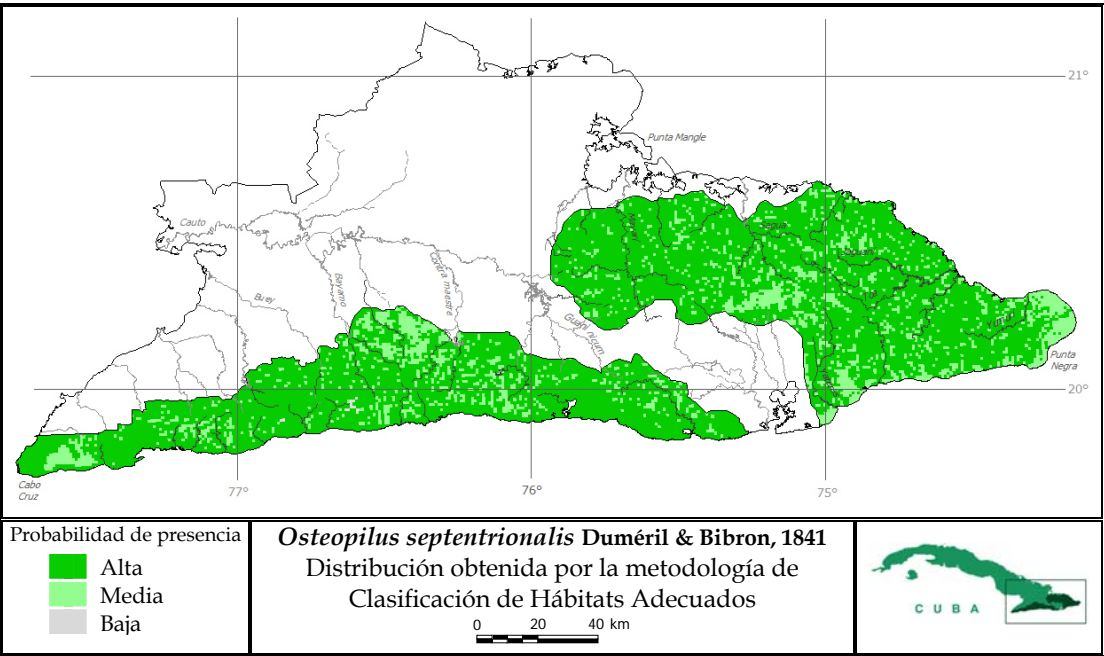
**Variables utilizadas en la modelación con Clasificación de Hábitats Adecuados**

Se muestra el porcentaje de cuadrículas que cumplen con las condiciones para tener una probabilidad de presencia alta, media o baja en cada variable si se utilizara solamente esa variable para la modelación y la probabilidad de presencia de la especie obtenida después de superponer todas las variables.

Variables / Probabilidad	Sierra Maestra			Sagua-Baracoa		
	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Altitud	0.0	4.2	95.8	0.8	0.0	99.2
Cobertura	0.7	65.5	33.8	30.3	38.0	31.7
Caminos	0.0	31.1	68.9	0.0	35.0	65.0
Carreteras	0.0	87.1	12.9	0.0	87.5	12.5
Superposición	0.7	21.1	78.2	30.8	10.1	59.2



Número de presencias usadas para generar los modelos: Sierra Maestra= 51, Sagua-Baracoa= 74



Comparación entre las dos metodologías de modelación

Sierra Maestra:	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados			
	Probabilidad	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Área (km)		1376	308	4553	12	1010	5215
Porcentaje		22.1	4.9	73.0	0.2	16.2	83.6
Coeficiente de correlación Gamma= 0.65, p=0.00, n=6237							

Sagua-Baracoa:	Entropía Máxima			Clasificación Hábitats Adecuados			
	Probabilidad	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Área (km)		283	599	7356	0	1613	6625
Porcentaje		3.4	7.3	89.3	0.0	19.6	80.4
Coeficiente de correlación Gamma= 0.75, p=0.00, n=8238							

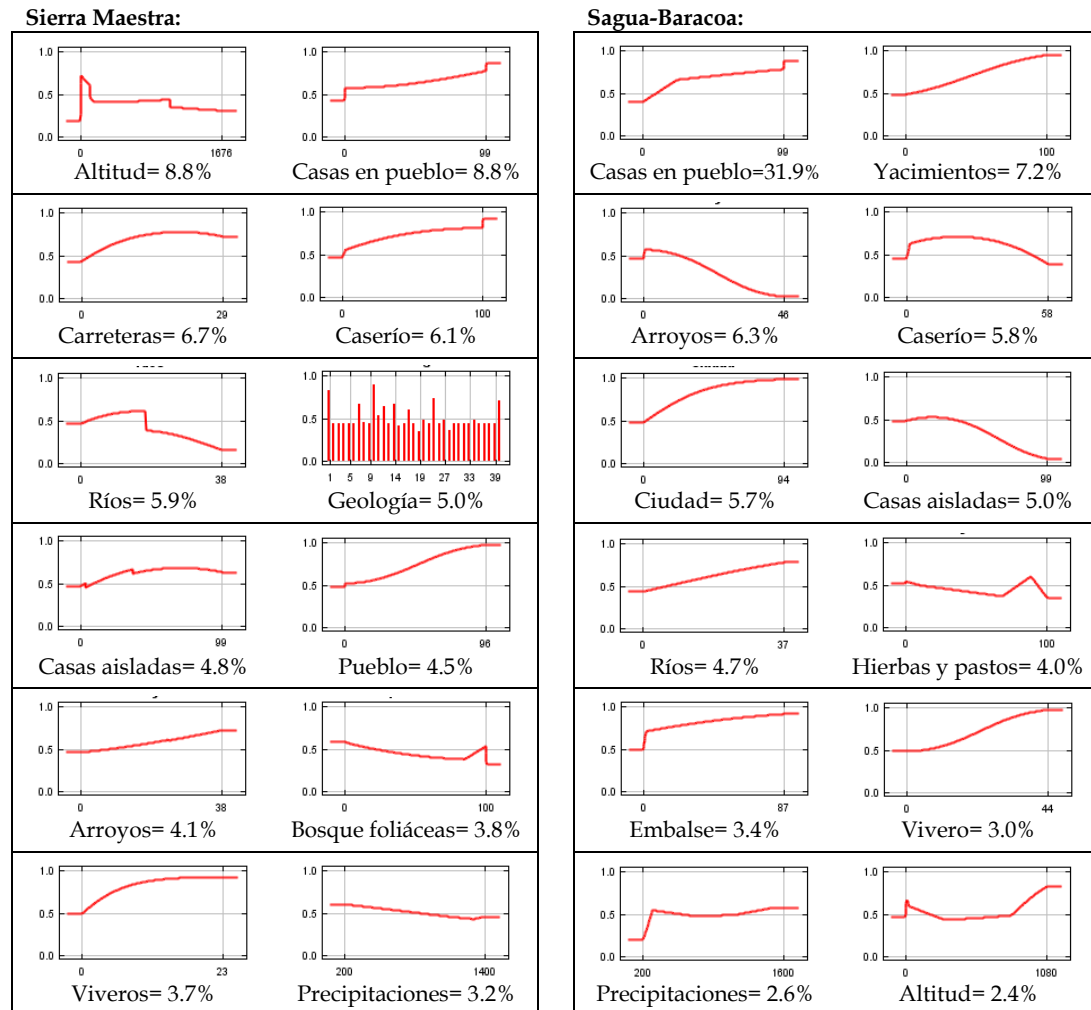
**Evaluación del modelo**

	Kappa (p)	TSS	AUC (p)	Área predicha (fraccional)	Tasa de omisión
<b>MaxEnt</b>					
Sierra Maestra	0.005 (0.000)	0.222	0.870 (0.000)	0.779	0.000
Sagua-Baracoa	0.000 (0.177)	0.035	0.789 (0.000)	0.966	0.000
<b>C. H. A.</b>					
Sierra Maestra	0.000 (0.753)	0.002	--	0.998	0.000
Sagua-Baracoa	*	*	--	1.000	0.000

\* No se calcula porque la Clasificación de Hábitats Adecuados predice presencia en todas las celdas.

**Contribución relativa y curvas de respuesta de las variables ambientales**

Las gráficas muestran como cada variable ambiental afecta las predicciones de MaxEnt. El eje Y representa la probabilidad de presencia y el eje X representa los valores de cada variable. Los porcentajes representan la contribución relativa de las variables a los modelos de MaxEnt.

**Variables utilizadas en la modelación con Clasificación de Hábitats Adecuados**

Se muestra el porcentaje de cuadrículas que cumplen con las condiciones para tener una probabilidad de presencia alta, media o baja en cada variable si se utilizara solamente esa variable para la modelación y la probabilidad de presencia de la especie obtenida después de superponer todas las variables.

Variables / Probabilidad	Sierra Maestra			Sagua-Baracoa		
	Baja	Media	Alta	Baja	Media	Alta
Altitud	0.2	74.1	25.7	-	-	-
Casas en pueblos	0.0	82.1	17.9	0.0	87.8	12.2
Ríos	0.0	72.6	27.4	0.0	64.7	35.3
Arroyos	0.0	43.4	56.6	0.0	39.9	60.1
Superposición	0.2	16.2	83.6	0.0	19.6	80.4

## RESULTADOS (Continuación)

### Modelos de distribución potencial

El área de ocupación de las especies, es decir la suma de las áreas con probabilidad alta y media de presencia de cada especie, fue relativamente pequeña en los modelos generados por Entropía Máxima, con un promedio de  $3\,129.8 \pm 3\,796.1 \text{ km}^2$  (4 - 12 816  $\text{km}^2$ , mediana= 848  $\text{km}^2$ ). Al analizar cada macizo por separado se obtiene que las áreas de ocupación de las especies modeladas tuvieron valores promedio de 1 801.6  $\text{km}^2$  en la Sierra Maestra y 2 669.5  $\text{km}^2$  en Sagua-Baracoa (Tabla 2), los que representan el 28.9% y el 32.4% de cada macizo montañoso. La mitad de las especies de cada macizo tuvo áreas de ocupación de menos del 15% del territorio según la distribución potencial obtenida con MaxEnt y en un tercio de las especies el área de ocupación abarcó solo el 10% del área total de estos macizos montañosos. Considerando los dos macizos en conjunto, el 65% de las especies evaluadas tuvo áreas de distribución potencial inferior al promedio (Tabla 2).

Estos modelos de MaxEnt presentaron una gran variación en cuanto a la estructura interna de las áreas de ocupación de cada especie, con especies en que casi todo el territorio tuvo una alta probabilidad de presencia (por ejemplo, *Osteopilus septentrionalis*, *Eleutherodactylus atkinsi*), hasta especies con un área pequeña y concentrada de alta probabilidad de presencia solamente (como *E. acmonis* y *E. tonyi*), pasando por otras donde la probabilidad de presencia media tuvo mayor extensión que la probabilidad alta (*E. albipes*, *E. jaumei*). Considerando todas las especies, las áreas con probabilidad de presencia alta representaron el  $80.8\% \pm 18.1\%$  SD del área total con potencialidades para la presencia de la especie (19.4 - 100%, mediana= 86.0%) y las áreas con probabilidad media constituyeron el  $19.2\% \pm 18.1\%$  SD del área total potencial (0 - 80.6%, mediana= 14.0%).

En los modelos obtenidos por Clasificación de Hábitats Adecuados el área de ocupación de las especies tuvo un valor promedio de  $3\,461.2 \pm 4\,167.3 \text{ km}^2$  (4 - 14 463  $\text{km}^2$ , mediana= 966  $\text{km}^2$ ), siendo los valores ligeramente superiores a los

de MaxEnt. También con este método el 65% de las especies mostraron áreas de ocupación con extensiones inferiores al valor promedio pronosticado (Tabla 2), el cual fue de 2 004.6  $\text{km}^2$  en Sierra Maestra y de 2 940.0  $\text{km}^2$  en Sagua-Baracoa, representando el 32.1% y 35.7% de esos macizos, respectivamente. El área de ocupación fue inferior al 15% del área de los macizos en casi el 50% de las especies analizadas y en un tercio de esas especies el área de distribución potencial alcanzó menos del 10% del territorio de estudio (Tabla 2).

Las clasificaciones altas y medias de idoneidad de los hábitats para las especies produjeron una gran cantidad de combinaciones, desde especies en que la mayor parte de los macizos tuvieron hábitats idóneos para su presencia (por ejemplo, *O. septentrionalis*) hasta especies donde los hábitats idóneos estuvieron limitados a solo 4  $\text{km}^2$  y no existieron hábitats de idoneidad intermedia (como el caso de *E. acmonis* y *E. orientalis*). Otras especies resultaron en hábitats donde la idoneidad intermedia tuvo mayor extensión que los hábitats considerados altamente adecuados, entre estas *E. albipes* y *E. maestrensis*. Considerando todas las especies, el área con máxima idoneidad representó el  $81.2\% \pm 19.4\%$  SD del área total con potencialidades para la presencia de la especie (16.8 - 100%, mediana= 85.8%) y el área con idoneidad media constituyó el  $18.8\% \pm 19.4\%$  SD del área total con potencialidades para la presencia de la especie (0 - 83.2%, mediana= 14.2%).

Las “áreas de ocupación” predichas o áreas de presencia esperada (la suma de las áreas con probabilidad alta y media de presencia) fueron en promedio 59.6% menores que la “extensión de la presencia” (tomadas de IUCN 2009 con modificaciones) en los modelos generados por Entropía Máxima, 6 y 26 especies mostraron un reducción mayor que el 50% y el 75% respectivamente. En los resultados de las modelaciones con Clasificación de Hábitats Adecuados, las “áreas de ocupación” predichas fueron 65.5% menores que la “extensión de la presencia”, mientras que 6 y 22 especies mostraron un reducción mayor que el 50% y 75% respectivamente.

Tabla 2. Extensión (km<sup>2</sup>) de la distribución geográfica predicha en los modelos construidos con Entropía Máxima y Clasificación de Hábitats Adecuados para 40 especies de anfibios de los macizos montañosos de la Región Oriental de Cuba.

Especie	Sierra Maestra		Sagua-Baracoa	
	MaxEnt	C. H. A.	MaxEnt	C. H. A.
<i>B. longinasus</i>	-	-	62	113
<i>B. peltoccephalus</i>	4424	4590	4787	4673
<i>B. taladai</i>	2509	2642	3977	4519
<i>E. acmonis</i>	-	-	4	4
<i>E. albipes</i>	129	298	-	-
<i>E. atkinsi</i>	4628	4693	7643	8157
<i>E. auriculatus</i>	3263	3517	4799	5177
<i>E. bartonsmithi</i>	-	-	80	78
<i>E. bresslerae</i>	-	-	162	199
<i>E. cubanus</i>	585	869	-	-
<i>E. cuneatus</i>	3779	3531	4794	5182
<i>E. dimidiatus</i>	1759	2750	4014	4560
<i>E. etheridgei</i>	283	189	293	371
<i>E. glamyrus</i>	987	913	-	-
<i>E. guantanamera</i>	123	297	6910	6504
<i>E. gundlachi</i>	724	1031	1210	1212
<i>E. iberia</i>	-	-	699	811
<i>E. intermedius</i>	830	973	28	45
<i>E. ionthus</i>	4128	4072	-	-
<i>E. jaumei</i>	62	53	-	-
<i>E. leberi</i>	350	171	-	-
<i>E. limbatus</i>	1246	1454	4887	4841
<i>E. maestrensis</i>	303	447	-	-
<i>E. mariposa</i>	-	-	208	216
<i>E. melacara</i>	627	914	-	-
<i>E. michaelsschmidi</i>	203	254	-	-
<i>E. orientalis</i>	-	-	4	4
<i>E. pezopetrus</i>	-	-	565	450
<i>E. planirostris</i>	3319	3372	1440	1829
<i>E. principalis</i>	-	-	1031	1281
<i>E. recordii</i>	3172	3090	4348	5195
<i>E. rivularis</i>	201	230	-	-
<i>E. ronaldi</i>	1845	2524	4460	5743
<i>E. simulans</i>	-	-	2304	2667
<i>E. tetajulia</i>	-	-	796	1185
<i>E. toa</i>	-	-	2600	3364
<i>E. tonyi</i>	209	160	-	-
<i>E. turquinensis</i>	838	676	-	-
<i>E. varleyi</i>	5059	6193	4687	5702
<i>O. septentrionalis</i>	4861	6225	7955	8238
Promedio	1801.6	2004.6	2669.5	2940.0
Desviación estándar	1729.9	1910.3	2536.3	2685.4
Mediana	912.5	1002	1872	2248

### Contribución relativa de las variables

Las variables de mayor importancia en los modelos obtenidos con MaxEnt fueron cobertura (alguna de sus variantes) y altitud, las que aportaron la mayor contribución en el 44.6% de los modelos. En el 25.0% de los modelos construidos, alguno de los tipos de cobertura presentó el mayor porcentaje de contribución (positiva o negativa), en especial “Bosque de foliáceas”, “Hierbas y pastos artificiales” y “Maleza compacta sin espinas”. En general, los modelos creados mostraron una respuesta positiva ante la variable “Bosque de foliáceas”, mientras que las variables “Hierbas y pastos artificiales” y “Maleza compacta sin espinas” generaron respuestas negativas.

La altitud también aportó el mayor porcentaje de contribución en el 19.6% de los modelos, como regla general la probabilidad de presencia aumentó con la altitud. Las variables predictivas que reflejaron antropización solo fueron importantes en 10 de los modelos pertenecientes a seis especies, aquellas que de alguna forma están asociadas a hábitats urbanos o que son capaces de soportar los cambios producidos por la actividad humana.

Para la modelación con la metodología de Clasificación de Hábitats Adecuados se utilizaron principalmente las variables “cobertura” y “altitud”, las que estuvieron representadas en el 94.6% y el 91.1% de los modelos construidos, respectivamente. Los bosques y los cafetales fueron los tipos de cobertura considerados más adecuados para la presencia del 62.5% de las especies, mientras que pastizales y matorrales fueron los hábitats menos incluidos en los modelos. También las altitudes superiores fueron consideradas como más adecuadas para la presencia de la mayoría de las especies de anfibios, aunque el hábitat más adecuado para el 27.5% de ellas estuvo en las altitudes bajas y medias.

En nueve modelos (de seis especies) se utilizaron las variables “ríos” y “arroyos” para la modelación con C. H. A., específicamente en las especies que viven asociadas a cuerpos de agua: las especies riparias del género *Eleutherodactylus* y algunas de las especies con puestas y larvas acuáticas (en los géneros *Bufo*

y *Osteopilus*). Las variables indicadoras de antropización (casas, caminos y carreteras) solo fueron tenidas en cuenta en cinco modelos (de tres especies), precisamente aquellas que viven asociadas a ambientes con alta influencia humana o que aprovechan de alguna manera las condiciones creadas por el hombre.

La distribución en el área de estudio de las variables ambientales con mayor contribución a los modelos puede consultarse en las figuras del capítulo 2 de esta tesis.

### Evaluación de los modelos

Acorde a los valores de AUC de los modelos obtenidos (training AUC), MaxEnt produjo modelos con un alto poder predictivo para todas las especies, con un valor promedio de 0.94 y  $p < 0.005$  en todos los casos (Tabla 3) y todas las especies tuvieron modelos mejores que los modelos aleatorios ( $AUC > 0.5$ ; ver Phillips 2005, Elith *et al.* 2006). Las especies con áreas de distribución reducidas con relación al área de estudio tienden a tener valores muy altos de AUC debido a un artefacto del estadístico utilizado (Phillips 2005, Elith *et al.* 2006), por lo que si se consideran solo las especies con áreas de distribución potencial mayor a la mitad del territorio de cada macizo, aún así los valores mínimos de AUC (Tabla 3) son superiores a 0.75, cifra considerada por Elith *et al.* (2006) como útil para la selección de áreas en términos de su importancia relativa como hábitat para una especie (aunque ver el trabajo de Raes y ter Steege (2007) para una crítica al uso de este valor como indicación de exactitud en modelos de solo presencias).

Con esta base se puede asumir que los modelos obtenidos con MaxEnt fueron suficientemente robustos como para predecir la presencia de las especies estudiadas, ya que entre el 79% y el 99% de las cuadrículas fueron clasificadas correctamente (considerando el AUC como la probabilidad de que un sitio donde está la especie tenga un valor de predicción mayor que uno donde no está cuando ambos son extraídos al azar de la población). Para sitios donde está presente la especie, al menos en el 79% de los casos el valor predicho fue mayor que donde no se ha registrado la especie.



Tabla 3. Número de registros por especie (N), valores de AUC y área proporcional (fracción del área de estudio con condiciones adecuadas para la especie) de la distribución geográfica de los modelos construidos con todas las presencias en MaxEnt.

Especie	Sierra Maestra			Sagua-Baracoa		
	N	AUC (p)	Área	N	AUC (p)	Área
<i>B. longinasus</i>	-	-	-	2	0.994 (0.001)	0.008
<i>B. peltoccephalus</i>	65	0.879 (0.000)	0.709	22	0.834 (0.000)	0.581
<i>B. taladai</i>	18	0.895 (0.000)	0.402	30	0.886 (0.000)	0.483
<i>E. acmonis</i>	-	-	-	2	1.000 (0.001)	0.000
<i>E. albipes</i>	7	0.999 (0.001)	0.021	-	-	-
<i>E. atkinsi</i>	44	0.877 (0.000)	0.742	42	0.800 (0.000)	0.928
<i>E. auriculatus</i>	27	0.884 (0.000)	0.523	45	0.885 (0.000)	0.583
<i>E. bartonsmithi</i>	-	-	-	3	0.999 (0.001)	0.010
<i>E. bresslerae</i>	-	-	-	4	0.999 (0.001)	0.020
<i>E. cubanus</i>	13	0.996 (0.000)	0.094	-	-	-
<i>E. cuneatus</i>	58	0.825 (0.000)	0.606	79	0.884 (0.000)	0.582
<i>E. dimidiatus</i>	39	0.955 (0.000)	0.282	55	0.917 (0.000)	0.487
<i>E. etheridgei</i>	4	0.995 (0.001)	0.045	2	0.998 (0.001)	0.036
<i>E. glamyus</i>	23	0.977 (0.000)	0.158	-	-	-
<i>E. guantanamera</i>	4	0.991 (0.000)	0.020	48	0.800 (0.000)	0.839
<i>E. gundlachi</i>	24	0.986 (0.000)	0.116	5	0.993 (0.000)	0.147
<i>E. iberia</i>	-	-	-	9	0.976 (0.000)	0.085
<i>E. intermedius</i>	16	0.992 (0.000)	0.133	4	0.997 (0.001)	0.003
<i>E. ionthus</i>	38	0.886 (0.000)	0.662	-	-	-
<i>E. jaumei</i>	4	0.997 (0.001)	0.010	-	-	-
<i>E. leberi</i>	5	0.984 (0.000)	0.056	-	-	-
<i>E. limbatus</i>	13	0.980 (0.000)	0.200	43	0.978 (0.000)	0.593
<i>E. maestrensis</i>	7	0.994 (0.001)	0.049	-	-	-
<i>E. mariposa</i>	-	-	-	3	0.999 (0.001)	0.025
<i>E. melacara</i>	25	0.986 (0.000)	0.101	-	-	-
<i>E. michaelsschmidi</i>	4	0.999 (0.001)	0.033	-	-	-
<i>E. orientalis</i>	-	-	-	2	1.000 (0.001)	0.000
<i>E. pezopetrus</i>	-	-	-	6	0.984 (0.001)	0.069
<i>E. planirostris</i>	24	0.930 (0.000)	0.532	10	0.976 (0.000)	0.175
<i>E. principalis</i>	-	-	-	7	0.961 (0.000)	0.125
<i>E. ricordii</i>	26	0.915 (0.000)	0.509	28	0.908 (0.000)	0.528
<i>E. rivularis</i>	3	1.000 (0.001)	0.032	-	-	-
<i>E. ronaldi</i>	10	0.911 (0.000)	0.296	36	0.899 (0.000)	0.541
<i>E. simulans</i>	-	-	-	18	0.945 (0.000)	0.280
<i>E. tetajulia</i>	-	-	-	7	0.962 (0.001)	0.097
<i>E. toa</i>	-	-	-	34	0.951 (0.000)	0.316
<i>E. tonyi</i>	2	0.993 (0.001)	0.034	-	-	-
<i>E. turquiniensis</i>	16	0.980 (0.000)	0.134	-	-	-
<i>E. varleyi</i>	23	0.800 (0.000)	0.811	16	0.919 (0.000)	0.569
<i>O. septentrionalis</i>	51	0.870 (0.000)	0.779	74	0.789 (0.000)	0.966
Promedio	21.2	0.947	0.289	22.7	0.937	0.324
Desviación estándar	17.5	0.059	0.277	22.6	0.067	0.308
Mediana	17	0.980	0.146	13	0.950	0.227

**Tabla 4. Área proporcional y tasa de omisión de la distribución geográfica de los modelos construidos mediante Clasificación de Hábitats Adecuados.**

Especie	Sierra Maestra		Sagua-Baracoa	
	Área	Omisión	Área	Omisión
<i>B. longinasus</i>	-	-	0.014	0.000
<i>B. peltoccephalus</i>	0.736	0.018	0.567	0.000
<i>B. taladai</i>	0.424	0.000	0.549	0.031
<i>E. acmonis</i>	-	-	0.001	0.000
<i>E. albipes</i>	0.048	0.000	-	-
<i>E. atkinsi</i>	0.752	0.045	0.990	0.000
<i>E. auriculatus</i>	0.564	0.056	0.628	0.022
<i>E. bartonsmithi</i>	-	-	0.009	0.000
<i>E. bresslerae</i>	-	-	0.024	0.000
<i>E. cubanus</i>	0.139	0.000	-	-
<i>E. cuneatus</i>	0.566	0.038	0.629	0.038
<i>E. dimidiatus</i>	0.441	0.000	0.554	0.000
<i>E. etheridgei</i>	0.030	0.000	0.045	0.000
<i>E. glamyrus</i>	0.146	0.000	-	-
<i>E. guantanamera</i>	0.048	0.000	0.790	0.042
<i>E. gundlachi</i>	0.165	0.000	0.147	0.000
<i>E. iberia</i>	-	-	0.098	0.000
<i>E. intermedius</i>	0.156	0.000	0.005	0.000
<i>E. ionthus</i>	0.653	0.000	-	-
<i>E. jaumei</i>	0.008	0.000	-	-
<i>E. leberi</i>	0.027	0.000	-	-
<i>E. limbatus</i>	0.233	0.077	0.588	0.030
<i>E. maestrensis</i>	0.072	0.000	-	-
<i>E. mariposa</i>	-	-	0.026	0.000
<i>E. melacara</i>	0.147	0.000	-	-
<i>E. michaelsschmidi</i>	0.041	0.000	-	-
<i>E. orientalis</i>	-	-	0.001	0.000
<i>E. pezopetrus</i>	-	-	0.055	0.167
<i>E. planirostris</i>	0.541	0.000	0.222	0.222
<i>E. principalis</i>	-	-	0.155	0.000
<i>E. recordii</i>	0.495	0.038	0.631	0.036
<i>E. rivularis</i>	0.037	0.000	-	-
<i>E. ronaldi</i>	0.405	0.200	0.697	0.028
<i>E. simulans</i>	-	-	0.324	0.000
<i>E. tetajulia</i>	-	-	0.144	0.000
<i>E. toa</i>	-	-	0.408	0.000
<i>E. tonyi</i>	0.026	0.000	-	-
<i>E. turquinensis</i>	0.108	0.067	-	-
<i>E. varleyi</i>	0.993	0.000	0.692	0.063
<i>O. septentrionalis</i>	0.998	0.000	1.000	0.000
Promedio	0.321	0.019	0.357	0.024
Desviación estándar	0.306	0.042	0.326	0.052
Mediana	0.161	0.000	0.273	0.000

La tasa de omisión fue 0 en la mayoría de los modelos construidos con MaxEnt, excepto en *Bufo peltoccephalus* en la Sierra Maestra, que alcanzó un valor de 0.015 (ver datos en las fichas de cada especie). En los modelos construidos con la Clasificación de Hábitats Adecuados, los errores de omisión también fueron bajos, nunca superiores al 22%, y con valor de 0 en el 66% de los modelos (Tabla 4). Esto demuestra que las modelaciones realizadas con esta metodología también fueron correctas con respecto a las presencias reales de cada especie en ambos macizos.

En las 14 especies con más de 25 registros, los valores de AUC calculados con el 25% de los datos prueba fueron inferiores, pero generalmente cercanos, a los valores de AUC calculados con todos los puntos de presencia para cada especie y siempre tuvieron valores superiores a 0.5, siendo por tanto mejores que modelos aleatorios (Tabla 5). En general, los resultados de estas AUC obtenidas a partir de

cinco corridas independientes con los datos de prueba indicaron que los modelos obtenidos con MaxEnt fueron efectivos para discriminar los hábitats adecuados de los no adecuados para estas especies, obteniendo valores de AUC tan altos como 0.976 (Tabla 5).

Con el punto de corte utilizado (Balance...), también los modelos generados por MaxEnt fueron adecuados para describir los datos no utilizados en el desarrollo de los modelos, según fue reflejado por los resultados de la tasa de omisión con los datos de prueba (Tabla 5). La probabilidad de predecir la ausencia de una especie cuando ésta estuvo realmente presente (los errores de omisión) fue generalmente baja, pero la prueba estadística no siempre fue significativa (Tabla 5). En la mayoría de los casos la tasa de omisión fue inferior al 33% (Tabla 5), aunque en tres modelos alcanzó valores de entre 40 y 46%. En el 19% de las corridas el valor de omisión fue 0.

Tabla 5. Resultados de las evaluaciones realizadas a los modelos de distribución con cinco repeticiones en MaxEnt. AUC prueba= valores extremos del AUC calculado con los datos de prueba, Omisión= valores extremos de la tasa de omisión calculada con los datos de prueba, p= significación estadística de la prueba binomial (ver Materiales y Métodos).

Especie	Sierra Maestra			Sagua-Baracoa		
	AUC prueba	Omisión	p	AUC prueba	Omisión	p
<i>B. peltoccephalus</i>	0.682-0.769	0.000-0.250	0.057-0.116	-	-	-
<i>B. taladai</i>	-	-	-	0.653-0.759	0.000-0.182	0.001-0.096
<i>E. atkinsi</i>	0.702-0.812	0.000-0.091	0.006-0.074	0.514-0.560	0.267-0.400	0.322-0.903
<i>E. auriculatus</i>	0.783-0.905	0.000-0.167	0.012-0.116	0.540-0.773	0.111-0.444	0.015-0.404
<i>E. cuneatus</i>	0.637-0.782	0.000-0.143	0.000-0.032	0.731-0.782	0.000-0.211	0.000-0.004
<i>E. dimidiatus</i>	0.841-0.937	0.000-0.222	0.000-0.003	0.700-0.812	0.000-0.308	0.000-0.058
<i>E. guantanamera</i>	-	-	-	0.618-0.730	0.000-0.200	0.032-0.485
<i>E. ionthus</i>	0.647-0.746	0.111-0.111	0.044-0.110	-	-	-
<i>E. limbatus</i>	-	-	-	0.672-0.821	0.000-0.273	0.002-0.156
<i>E. melacara</i>	0.924-0.976	0.000-0.333	0.000-0.001	-	-	-
<i>E. ricordii</i>	0.668-0.718	0.000-0.167	0.012-0.101	0.601-0.725	0.143-0.286	0.032-0.156
<i>E. ronaldi</i>	-	-	-	0.722-0.799	0.091-0.182	0.015-0.047
<i>E. toa</i>	-	-	-	0.837-0.944	0.000-0.125	0.000-0.004
<i>O. septentrionalis</i>	0.510-0.550	0.231-0.462	0.503-0.887	0.580-0.706	0.056-0.167	0.191-0.635
Promedio	0.748	0.130	-	0.702	0.165	-
Desv. estándar	0.137	0.112	-	0.099	0.120	-

Los valores del estadístico Kappa en los modelos construidos con MaxEnt fueron positivos y mayormente significativos en todas las especies (excepto en cuatro especies: dos en Sierra Maestra y tres en Sagua-Baracoa). Sin embargo, los valores fueron en general bajos, manteniéndose entre 0.001 y 0.667 en los dos macizos montañosos (Tabla 6). Los resultados del cálculo de Kappa para los modelos construidos con C. H. A. fueron similares a los obtenidos para MaxEnt: valores bajos, pero positivos y significativos excepto en cuatro especies, las mismas que para MaxEnt (Tabla 6), indicando que, en general, los modelos fueron mejores que los esperados por azar.

En contraste con Kappa, los valores del estadístico TSS fueron superiores y tuvieron valores positivos por encima de 0.102 en la mayoría de las especies, excepto en cuatro, las mismas que presentaron valores no significativos de Kappa (Tabla 7). Los resultados del cálculo de TSS para los modelos construidos con C. H. A. fueron similares a los obtenidos para MaxEnt: valores positivos y altos excepto en cuatro especies, coincidentes con las de tuvieron valores bajos en MaxEnt (Tabla 7), indicando que en general los modelos fueron mejores que los esperados por azar y que existió una alta concordancia entre las predicciones y las presencias reales.

#### **Comparación entre las metodologías utilizadas**

No se detectaron grandes diferencias en la capacidad predictiva de los dos métodos de modelación empleados en este trabajo, aún con las diferencias a nivel específico de la muestra (ver las fichas de cada especie). Los mapas obtenidos revelan una concordancia alta entre ambas metodologías, especialmente en las localizaciones espaciales de las áreas de distribución (ver los mapas de cada especie).

Las mayores diferencias se encontraron en la extensión de las predicciones, con los modelos de Clasificación de Hábitats Adecuados teniendo en general mayor extensión que sus

similares de Entropía Máxima (Fig. 2) cuando se consideraron juntas las dos categorías superiores de presencia (extensión de la presencia). Las diferencias de superficie en términos absolutos fueron mayores para las especies con mayor extensión en su distribución y menores para las especies con distribuciones reducidas (Fig. 3). Cuando la extensión del área de presencia ocupó más de la mitad de la superficie de los macizos montañosos, los modelos de C. H. A. tuvieron siempre mayor extensión que los de MaxEnt, pero cuando esa extensión fue menor (generalmente menos de 950 km<sup>2</sup> o el 7% de la superficie de los macizos montañosos), las diferencias absolutas entre los modelos fueron en ambos sentidos: en algunas especies C. H. A. dio una superficie superior, en otras MaxEnt dio mayor extensión (Fig. 3).

Los modelos obtenidos a través de C. H. A. fueron hasta 2.3 veces (promedio=  $1.1 \pm 0.3$  SD) más extensos que los elaborados con MaxEnt (Fig. 4), siendo este promedio diferente de 1 ( $t=2.0$ ,  $p=0.048$ ). En nueve especies la superficie predicha por los modelos de MaxEnt y C. H. A. fue similar, pero en 28 especies el cociente fue superior a 1, indicando que los modelos de C. H. A. tuvieron mayor extensión que los de MaxEnt (Fig. 4). A diferencia de los valores de diferencia absoluta, el cociente calculado entre la extensión de los dos métodos no aumentó cuando la superficie total de presencia predicha por los modelos es mayor (Fig. 4).

Las similitudes en la aplicación de ambas metodologías se demuestran también en los resultados del coeficiente de correlación Gamma calculado para cada par de modelos obtenidos. Todos los valores fueron significativos y mayores de 0.65, con un valor promedio de  $0.91 \pm 0.09$  (Tabla 8). Más del 91% de los modelos en ambos macizos tuvieron valores de correlación mayores de 0.80 entre los modelos de MaxEnt y los de C. H. A. Los coeficientes de correlación fueron superiores a 0.90 en 20 especies de la Sierra Maestra y 16 especies de Sagua-Baracoa (Tabla 8).

Tabla 6. Valores del estadístico Kappa calculado para las predicciones obtenidas por Entropía Máxima (MaxEnt) y por Clasificación de Hábitats Adecuados (C. H. A.) con respecto a las presencias reales. Entre paréntesis el nivel de significación de la prueba.

Especie	Sierra Maestra		Sagua-Baracoa	
	MaxEnt	C. H. A.	MaxEnt	C. H. A.
<i>B. longinasus</i>	-	-	0.031 (0.000)	0.034 (0.000)
<i>B. peltoccephalus</i>	0.006 (0.000)	0.006 (0.000)	0.001 (0.198)	0.001 (0.252)
<i>B. taladai</i>	0.003 (0.003)	0.003 (0.004)	0.006 (0.000)	0.004 (0.000)
<i>E. acmonis</i>	-	-	0.667 (0.000)	0.667 (0.000)
<i>E. albipes</i>	0.101 (0.000)	0.044 (0.000)	-	-
<i>E. atkinsi</i>	0.005 (0.000)	0.004 (0.002)	0.001 (0.224)	0.000 (0.517)
<i>E. auriculatus</i>	0.011 (0.000)	0.008 (0.000)	0.007 (0.000)	0.006 (0.000)
<i>E. bartonsmithi</i>	-	-	0.072 (0.000)	0.073 (0.000)
<i>E. bresslerae</i>	-	-	0.047 (0.000)	0.038 (0.000)
<i>E. cubanus</i>	0.040 (0.000)	0.025 (0.000)	-	-
<i>E. cuneatus</i>	0.015 (0.000)	0.018 (0.000)	0.012 (0.000)	0.010 (0.000)
<i>E. dimidiatus</i>	0.032 (0.000)	0.016 (0.000)	0.006 (0.000)	0.005 (0.000)
<i>E. etheridgei</i>	0.027 (0.000)	0.040 (0.000)	0.013 (0.000)	0.010 (0.000)
<i>E. glamyus</i>	0.039 (0.000)	0.042 (0.000)	-	-
<i>E. guantanamoera</i>	0.062 (0.000)	0.025 (0.000)	0.002 (0.024)	0.002 (0.012)
<i>E. gundlachi</i>	0.057 (0.000)	0.038 (0.000)	0.007 (0.000)	0.007 (0.000)
<i>E. iberia</i>	-	-	0.023 (0.000)	0.020 (0.000)
<i>E. intermedius</i>	0.033 (0.000)	0.027 (0.000)	0.069 (0.000)	0.043 (0.000)
<i>E. ionthus</i>	0.005 (0.000)	0.005 (0.000)	-	-
<i>E. jaumei</i>	0.120 (0.000)	0.139 (0.000)	-	-
<i>E. leberi</i>	0.027 (0.000)	0.055 (0.000)	-	-
<i>E. limbatus</i>	0.015 (0.000)	0.012 (0.000)	0.006 (0.000)	0.005 (0.000)
<i>E. maestrensis</i>	0.043 (0.000)	0.029 (0.000)	-	-
<i>E. mariposa</i>	-	-	0.028 (0.000)	0.027 (0.000)
<i>E. melacara</i>	0.070 (0.000)	0.046 (0.000)	-	-
<i>E. michaelschmidi</i>	0.028 (0.000)	0.022 (0.000)	-	-
<i>E. orientalis</i>	-	-	0.667 (0.000)	0.667 (0.000)
<i>E. pezopetrus</i>	-	-	0.013 (0.000)	0.012 (0.000)
<i>E. planirostris</i>	0.004 (0.002)	0.004 (0.000)	0.008 (0.000)	0.005 (0.000)
<i>E. principalis</i>	-	-	0.012 (0.000)	0.009 (0.000)
<i>E. ricordii</i>	0.007 (0.000)	0.008 (0.000)	0.005 (0.000)	0.004 (0.000)
<i>E. rivularis</i>	0.028 (0.000)	0.025 (0.000)	-	-
<i>E. ronaldi</i>	0.007 (0.000)	0.003 (0.011)	0.007 (0.000)	0.003 (0.000)
<i>E. simulans</i>	-	-	0.009 (0.000)	0.009 (0.000)
<i>E. tetajulia</i>	-	-	0.016 (0.000)	0.010 (0.000)
<i>E. toa</i>	-	-	0.018 (0.000)	0.012 (0.000)
<i>E. tonyi</i>	0.018 (0.000)	0.024 (0.000)	-	-
<i>E. turquiniensis</i>	0.031 (0.000)	0.036 (0.000)	-	-
<i>E. varleyi</i>	0.001 (0.211)	0.000 (0.685)	0.003 (0.003)	0.001 (0.033)
<i>O. septentrionalis</i>	0.005 (0.000)	0.000 (0.753)	0.000 (0.177)	*
Promedio	0.031	0.026	0.063	0.062
Desviación estándar	0.030	0.028	0.172	0.175
Mediana	0.027	0.024	0.010	0.009

\* No se calcula porque la Clasificación de Hábitats Adecuados predice presencia en todas las celdas.

**Tabla 7. Valores del estadístico TSS calculado para las predicciones obtenidas por Entropía Máxima (MaxEnt) y por Clasificación de Hábitats Adecuados (C. H. A.) con respecto a las presencias reales.**

Especie	Sierra Maestra		Sagua-Baracoa	
	MaxEnt	C. H. A.	MaxEnt	C. H. A.
<i>B. longinasus</i>	-	-	0.493	0.987
<i>B. peltoccephalus</i>	0.240	0.231	0.092	0.092
<i>B. taladai</i>	0.598	0.577	0.470	0.352
<i>E. acmonis</i>	-	-	1.000	1.000
<i>E. albipes</i>	0.980	0.953	-	-
<i>E. atkinsi</i>	0.260	0.204	0.049	0.010
<i>E. auriculatus</i>	0.480	0.383	0.397	0.351
<i>E. bartonsmithi</i>	-	-	0.991	0.991
<i>E. bresslerae</i>	-	-	0.981	0.976
<i>E. cubanus</i>	0.908	0.862	-	-
<i>E. cuneatus</i>	0.374	0.401	0.383	0.336
<i>E. dimidiatus</i>	0.722	0.563	0.477	0.448
<i>E. etheridgei</i>	0.955	0.970	0.965	0.955
<i>E. glamyus</i>	0.845	0.857	-	-
<i>E. guantanamera</i>	0.981	0.953	0.120	0.149
<i>E. gundlachi</i>	0.887	0.838	0.854	0.853
<i>E. iberia</i>	-	-	0.916	0.903
<i>E. intermedius</i>	0.869	0.846	0.997	0.995
<i>E. ionthus</i>	0.307	0.349	-	-
<i>E. jaumei</i>	0.991	0.992	-	-
<i>E. leberi</i>	0.945	0.973	-	-
<i>E. limbatus</i>	0.725	0.691	0.408	0.384
<i>E. maestrensis</i>	0.952	0.929	-	-
<i>E. mariposa</i>	-	-	0.975	0.974
<i>E. melacara</i>	0.903	0.857	-	-
<i>E. michaelsschmidi</i>	0.968	0.960	-	-
<i>E. orientalis</i>	-	-	1.000	1.000
<i>E. pezopetrus</i>	-	-	0.599	0.446
<i>E. planirostris</i>	0.402	0.460	0.604	0.556
<i>E. principalis</i>	-	-	0.876	0.845
<i>E. ricordii</i>	0.455	0.468	0.402	0.335
<i>E. rivularis</i>	0.968	0.964	-	-
<i>E. ronaldi</i>	0.605	0.396	0.433	0.276
<i>E. simulans</i>	-	-	0.555	0.678
<i>E. tetajulia</i>	-	-	0.904	0.857
<i>E. toa</i>	-	-	0.687	0.594
<i>E. tonyi</i>	0.967	0.975	-	-
<i>E. turquinensis</i>	0.868	0.827	-	-
<i>E. varleyi</i>	0.102	0.007	0.369	0.246
<i>O. septentrionalis</i>	0.222	0.002	0.035	*
Promedio	0.696	0.660	0.608	0.592
Desviación estándar	0.293	0.316	0.321	0.346
Mediana	0.856	0.832	0.577	0.575

\* No se calcula porque la Clasificación de Hábitats Adecuados predice presencia en todas las celdas.

Existió una tendencia a que los modelos con una menor área de distribución potencial tuvieron coeficientes de correlación con valores superiores a los modelos en que la extensión de la distribución potencial fue mayor (Fig. 5). Según estos resultados, MaxEnt y C. H. A. tienden a ser similares cuando las áreas que predicen son menores y generalmente los modelos son menos parecidos cuando esas áreas ocupan una mayor extensión.

Otro aspecto coincidente entre ambas metodologías aplicadas es el de las variables predictivas. En el 26.8% de los modelos realizados, todas las variables ambientales que definieron los hábitats considerados adecuados para la presencia de una misma especie en C. H. A. estuvieron entre las variables que influyeron sobre el modelo generado por MaxEnt. Generalmente esta coincidencia fue por el uso de "Cobertura" en C. H. A. y la

presencia entre las variables influyentes de alguno de los tipos de cobertura en MaxEnt (ver datos en las fichas de cada especie), así como por la altitud y las variables de antropización.

En el 87.5% de los modelos realizados, algunas de las variables ambientales que tuvieron influencia sobre el modelo generado por MaxEnt coincidieron con al menos dos de las variables que definieron los hábitats considerados adecuados para la presencia de esa misma especie en C. H. A.. Los restantes siete modelos generados por MaxEnt utilizaron una sola variable que coincidió con algunas de las utilizadas en C. H. A. Ninguno de los modelos de MaxEnt dio importancia a variables ambientales que no fueron utilizadas también en la metodología de Clasificación de Hábitats Adecuados (ver datos en las fichas de cada especie).

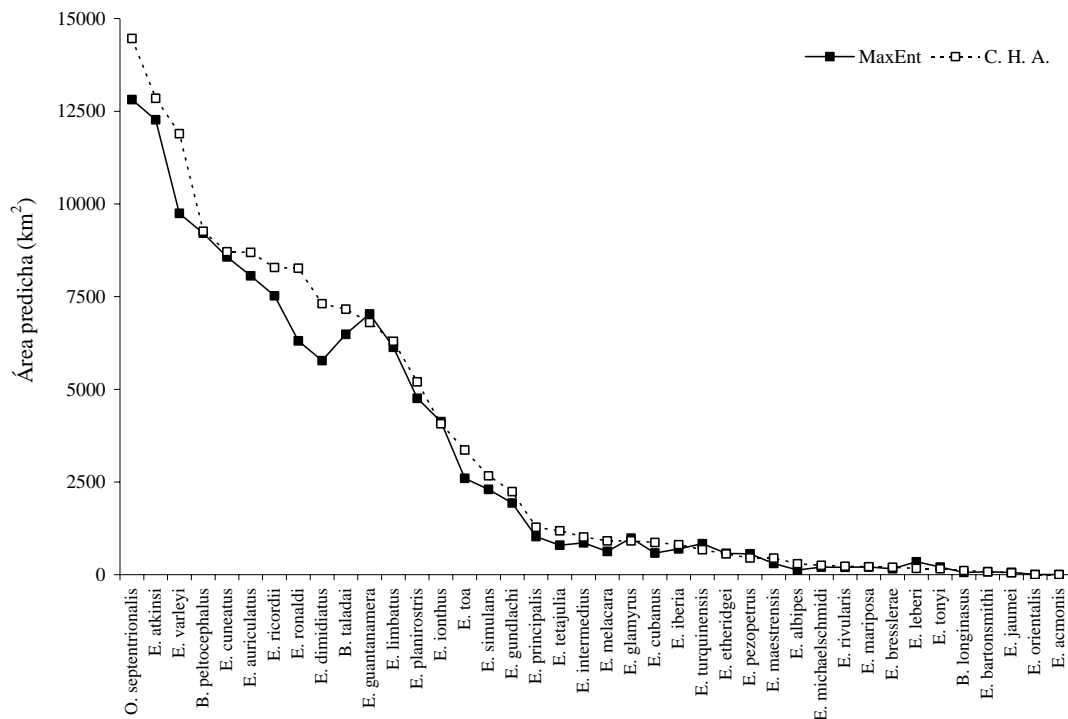


Fig. 2. Extensión (km²) de la distribución geográfica predicha en los modelos construidos con dos métodos diferentes para 40 especies de anfibios de los macizos montañosos de Cuba Oriental.

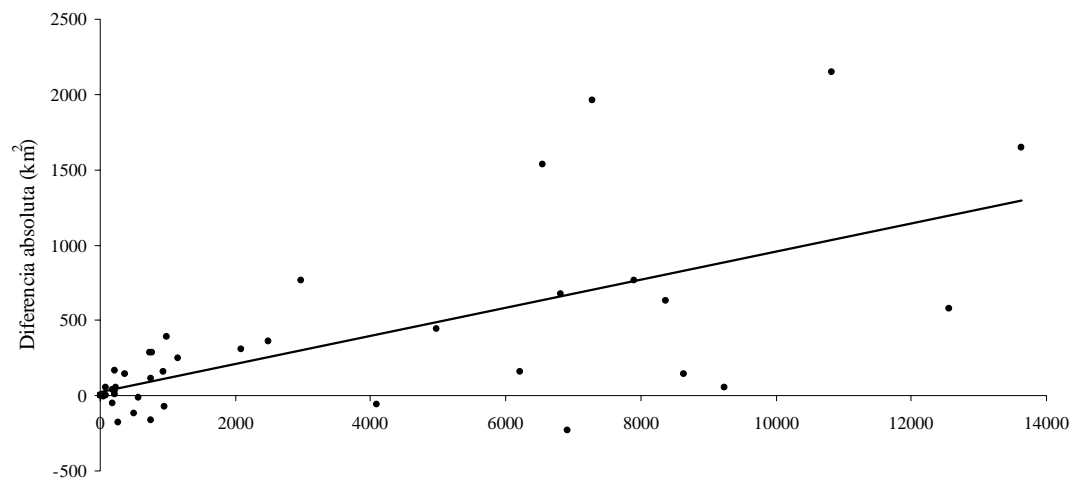


Fig. 3. Relación entre la extensión promedio ( $\text{km}^2$ ) de la distribución geográfica en los modelos contruidos con dos métodos diferentes y la diferencia absoluta (C. H. A. - MaxEnt) de la extensión de esos modelos.

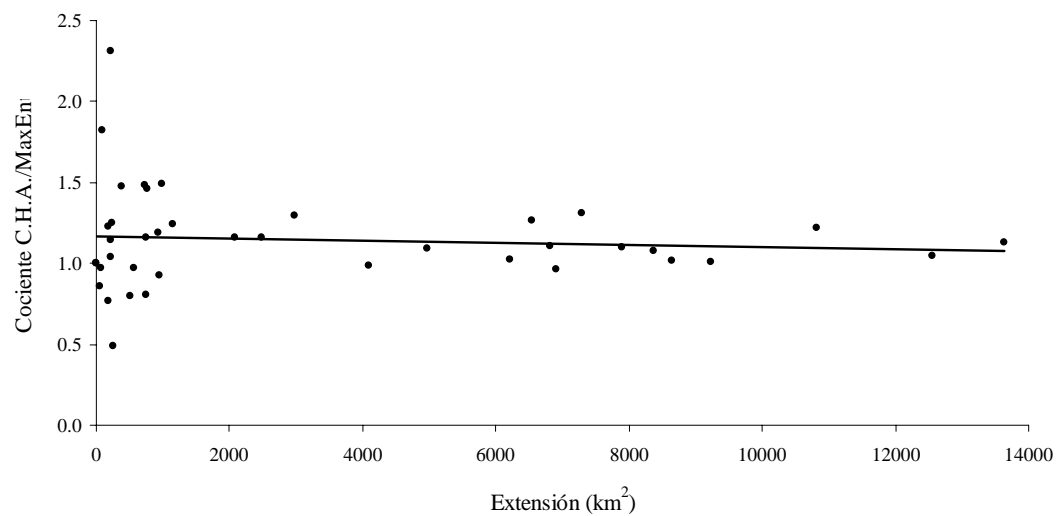


Fig. 4. Relación entre la extensión promedio ( $\text{km}^2$ ) de la distribución geográfica en los modelos contruidos con dos métodos diferentes y el cociente (C. H. A. / MaxEnt) de la extensión de esos modelos.



Tabla 8. Valores del coeficiente de correlación Gamma calculado entre pares de modelos generados por Clasificación de Hábitats Adecuados y Entropía Máxima en 40 especies de anfibios de dos macizos montañosos de Cuba. Todas las correlaciones fueron significativas para  $p < 0.01$ .

Especie	Sierra Maestra	Sagua-Baracoa
<i>Bufo longinasus</i>	-	0.98
<i>Bufo peltcephalus</i>	0.75	0.88
<i>Bufo taladai</i>	0.82	0.88
<i>Osteopilus septentrionalis</i>	0.65	0.75
<i>Eleutherodactylus acmonis</i>	-	1.00
<i>Eleutherodactylus albipes</i>	0.99	-
<i>Eleutherodactylus atkinsi</i>	0.80	0.87
<i>Eleutherodactylus auriculatus</i>	0.88	0.84
<i>Eleutherodactylus bartonsmithi</i>	-	0.98
<i>Eleutherodactylus bresslerae</i>	-	0.99
<i>Eleutherodactylus cubanus</i>	0.97	-
<i>Eleutherodactylus cuneatus</i>	0.79	0.89
<i>Eleutherodactylus dimidiatus</i>	0.95	0.93
<i>Eleutherodactylus etheridgei</i>	0.98	0.99
<i>Eleutherodactylus glamyrus</i>	0.98	-
<i>Eleutherodactylus guantanamera</i>	0.95	0.82
<i>Eleutherodactylus gundlachi</i>	0.99	0.89
<i>Eleutherodactylus iberia</i>	-	0.99
<i>Eleutherodactylus intermedius</i>	0.95	0.99
<i>Eleutherodactylus ionthus</i>	0.91	-
<i>Eleutherodactylus jaumei</i>	0.99	-
<i>Eleutherodactylus leberi</i>	0.99	-
<i>Eleutherodactylus limbatus</i>	0.92	0.81
<i>Eleutherodactylus maestrensis</i>	0.99	-
<i>Eleutherodactylus mariposa</i>	-	0.97
<i>Eleutherodactylus melacara</i>	0.97	-
<i>Eleutherodactylus michaelschmidi</i>	0.97	-
<i>Eleutherodactylus orientalis</i>	-	1.00
<i>Eleutherodactylus pezopetrus</i>	-	0.84
<i>Eleutherodactylus planirostris</i>	0.82	0.97
<i>Eleutherodactylus principalis</i>		0.97
<i>Eleutherodactylus ricordii</i>	0.94	0.94
<i>Eleutherodactylus rivularis</i>	0.99	
<i>Eleutherodactylus ronaldi</i>	0.93	0.94
<i>Eleutherodactylus simulans</i>	-	0.87
<i>Eleutherodactylus tetajulia</i>	-	0.99
<i>Eleutherodactylus toa</i>	-	0.90
<i>Eleutherodactylus tonyi</i>	0.99	-
<i>Eleutherodactylus turquinensis</i>	0.95	-
<i>Eleutherodactylus varleyi</i>	0.76	0.84
Promedio	0.91	0.92
Desviación estándar	0.09	0.07
Mediana	0.95	0.94

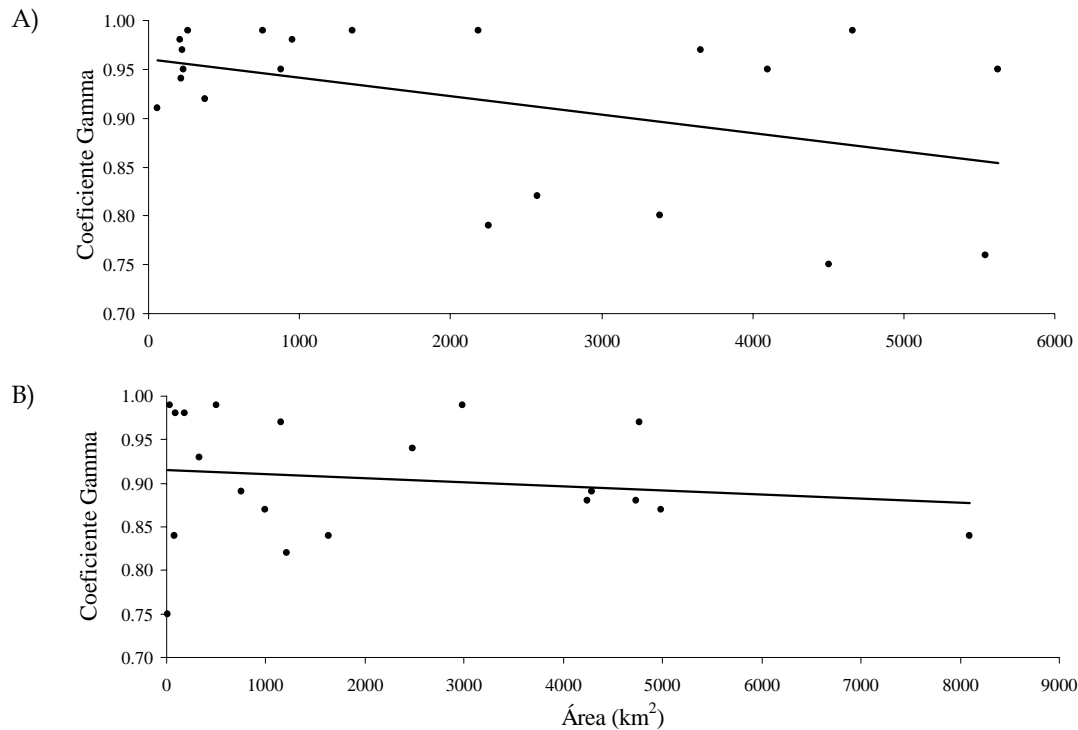


Fig. 5. Relación entre el área de distribución predicha (promedio de los dos modelos) y el coeficiente de correlación Gamma calculado para cada par de modelos en 40 especies de anfibios de los macizos montañosos Sierra Maestra (A) y Sagua-Baracoa (B).

## DISCUSIÓN

Los resultados y mapas obtenidos en este trabajo junto a la coincidencia en los modelos generados por ambas metodologías confirman que las modelaciones basadas en el nicho ecológico y en datos de presencia solamente, pueden ser lo suficientemente certeras para ser utilizadas en estimar la distribución geográfica de las especies, ya sea con objetivos de conservación, análisis ecológicos u otros. Este enfoque ha sido comprobado ampliamente por diversos autores en diferentes grupos zoológicos (e. g. Pearce y Ferrier 2000, Johnson y Gillingham 2005, Elith *et al.* 2006, Hernández *et al.* 2006, Peterson *et al.* 2007), incluyendo los anfibios (Dayton y Fitzgerald 2006, Ficetola *et al.* 2007, Pawar *et al.* 2007, Giovanelli *et al.* 2008, Urbina y Loyola 2008, Pineda y Lobo 2009), demostrando que producen predicciones robustas bajo la mayoría de las condiciones.

La carencia de datos detallados de distribución de muchas especies en diferentes sitios a través

del mundo ha convertido a los modelos generados con técnicas de modelación en la base para los análisis biogeográficos y de conservación a gran escala (Whittaker *et al.* 2005, Jetz *et al.* 2008). El presente estudio no es la excepción en ese sentido, demostrando que el uso de distribuciones potenciales es una alternativa útil ante la carencia de registros abundantes, detallados y extensivos de la presencia de anfibios en estas montañas.

Este es uno de los primeros trabajos donde se aplican metodologías de modelación para predecir la distribución geográfica potencial de anfibios del neotrópico y es el primero en Cuba que aplica dos métodos diferentes para obtener dichos modelos. El uso integrado de dos metodologías de modelación basadas en el nicho de las especies permitió generar una representación geográfica de la distribución de las especies de dos de las áreas con mayor diversidad y endemismo de especies de anfibios de Cuba.

Los mapas de distribución tradicionales generalmente pierden actualidad debido a que las condiciones del ambiente cambian y por la dinámica natural (y antrópica) de las poblaciones (Hanski 1994), problema que puede ser parcialmente resuelto con el uso de modelos de distribución potencial como los obtenidos en este trabajo. A medida que se obtienen nuevos datos sobre la distribución y estatus de las especies, se pueden revisar los modelos y mejorarlos, especialmente con datos sobre abundancia poblacional en diferentes hábitats (Boitani *et al.* 2008).

La “extensión de la presencia” (i.e. “extent of occurrence” según IUCN 2001, 2009) puede ser utilizada con seguridad para análisis a gran escala como identificación de grandes patrones macroecológicos o “hot spots” globales (Myers *et al.* 2000). Sin embargo, sus diferencias considerables en tamaño y forma comparado con las “áreas de ocupación” (i.e. “area of occupancy” según IUCN 2001, 2009) implica que se produzca una gran cantidad de errores de comisión, llevando a conclusiones erróneas cuando se aplican a las escalas geográficas de las áreas de conservación reales (Prendergast *et al.* 1999, Araujo 2004, Boitani *et al.* 2008).

Las “áreas de ocupación” predichas o áreas de presencia esperada obtenidas en el presente estudio fueron menores que la “extensión de la presencia” que se tenían hasta este momento para las especies analizadas (obtenidas principalmente de IUCN 2009 con algunas modificaciones). Estos resultados indican que la “extensión de la presencia” adolece de errores de comisión, por lo que pueden obtenerse resultados bastante diferentes si se usan distribuciones potenciales en vez de áreas de distribución para definir prioridades de conservación (Boitani *et al.* 2008). Igualmente se cometerían errores sustanciales si se utilizara la “extensión de la presencia” para calcular tamaños poblacionales para estas especies, lo que podría ser también costoso para la conservación al considerar algunas poblaciones mayores de lo que son en realidad, desviando la atención sobre su conservación e inclusión en las categorías de amenaza de IUCN.

Las áreas de distribución potencial también tuvieron algún grado de fragmentación, que siempre fue mayor que la fragmentación de las de “extensión de la presencia” (ver los mapas de cada especie), lo que aumenta la importancia de considerar las “áreas de ocupación” en temas de conservación, especialmente cuando se trata de especies amenazadas y de distribución reducida. La detección de los hábitats adecuados dentro de toda el área de distribución de una especie es de vital importancia para concentrar los esfuerzos de conservación en los mejores parches de esos hábitats (Boitani *et al.* 2008), para considerar la funcionalidad de los procesos ecológicos y demográficos (Balmford *et al.* 1998) y para aplicar análisis de dinámica metapoblacional (Hanski *et al.* 1996).

Al mismo tiempo, las distribuciones potenciales obtenidas ofrecen ventajas sobre los datos puntuales de presencia de las especies: los registros puntuales pueden estar sesgados por la detectabilidad y el esfuerzo de muestreo y pueden concentrarse en áreas históricamente muestreadas, que incluso pudieran no albergar poblaciones de esa especie en la actualidad (Papeş 2007). En comparación, las distribuciones potenciales han demostrado ser capaces de reducir esos sesgos (Soberón y Peterson 2004, esta tesis), eliminando las desventajas de los registros puntuales y las distribuciones en áreas, al mismo tiempo que combinan las ventajas de ambas.

El patrón de muchas especies con áreas de distribución reducidas obtenido en esta tesis coincide con lo registrado en otras comunidades faunísticas y es típico de la mayoría de las distribuciones conocidas (Brown *et al.* 1996, Gaston 1996, Boitani *et al.* 2008). Hedges (1999) también encontró un patrón similar en los anuros de las Antillas y particularmente en las especies de Cuba, donde según sus resultados la mitad de los anfibios tienen distribuciones del 5% o menos del territorio de la isla.

Los resultados obtenidos indican que las variables seleccionadas como importantes en la clasificación de hábitats adecuados para la presencia de una especie estuvieron acertadas y

que, al menos en estos macizos montañosos, la cobertura vegetal y la altitud aportan la mayor contribución en la delimitación de la distribución de las especies de anfibios. Ambas variables están muy relacionadas entre sí ya que hay alguna coincidencia entre las altitudes medias y superiores con los bosques en estas montañas y de las menores altitudes con los matorrales, aunque esto no es una regla fija.

La mayor influencia de la cobertura sobre los modelos construidos con ambas metodologías responde a las características de la mayoría de las especies analizadas, las cuales viven en bosques tupidos y bien conservados que les proporcionan la sombra y humedad necesarias, y al mismo tiempo evitan en gran medida las áreas sin vegetación arbórea y las zonas xerofíticas (ver Capítulo 4). Al mismo tiempo, la influencia de la altitud parece indicar que en las zonas llanas y costeras vive el menor número de especies y en las zonas medias y altas de estos macizos se encuentra la mayor riqueza de especies, lo que debe estar relacionado con la presencia de los bosques húmedos y mejor conservados en esas altitudes (Reyes 2000, Reyes y Acosta 2005).

Otras variables que parecen ser de importancia para la distribución de las especies son los ríos y arroyos y algunas de las variables que cuantifican la presencia humana. Estas variables solo influyeron directamente en la distribución de determinadas especies: sobre las especies riparias y con necesidad directa del agua para la reproducción en el primer caso y sobre las especies que de algún modo viven asociadas a los ambientes modificados por el hombre o que se ven favorecidas por éste, en el segundo caso.

Las variables climáticas seleccionadas solo aportaron la mayor contribución en el 14.3% de los modelos construidos con MaxEnt, lo cual contrasta con los resultados obtenidos por Urbina y Loyola (2008) y por Giovanelli *et al.* (2008), quienes encontraron que las variables relacionadas con el clima tuvieron una gran influencia sobre la distribución potencial de 16 especies de hílidos centroamericanos y de la rana toro en Brasil, respectivamente. La mayoría de las especies analizadas en esta tesis

son especies que viven asociadas al suelo, con puesta terrestre, y desarrollo directo, que dependen mucho menos del agua (e indirectamente de las precipitaciones) que las especies de las familias Hylidae y Ranidae que tienen puestas y larvas acuáticas, lo cual podría explicar las diferencias en los resultados. Otro factor que puede haber influido en los resultados es la escala a la que se trabaja, las dos publicaciones citadas trabajaron a nivel continental en áreas varios cientos de veces mayores que el área de estudio de esta tesis. A esa escala la influencia de las variables climáticas puede ser diferente a la influencia sobre una isla y particularmente sobre un territorio limitado dentro de una isla.

Los modelos obtenidos tuvieron una exactitud adecuada, en lo que puede haber tenido una gran influencia la eliminación de las áreas de sobre-predicción al limitar los mapas a las áreas de extensión de la presencia, es decir aquellas regiones donde se conoce con certeza que habita la especie, evitando sobredimensionar la distribución potencial al incluir zonas en las que por razones biogeográficas y evolutivas nunca ha existido, eliminando así el error de comisión o falsos positivos, es decir, cuando un modelo predice la presencia de una especie en un área donde se conoce que no habita esa especie (Anderson *et al.* 2003). Estos errores de comisión pueden llevar a decisiones de conservación erróneas dirigiendo los esfuerzos de manejo y los recursos financieros hacia áreas no prioritarias (Urbina y Loyola 2008), lo que resulta de vital importancia en un trabajo como este, donde uno de los propósitos finales es la conservación de los anfibios en estas montañas.

Los bajos valores de Kappa obtenidos en ambos macizos montañosos podrían ser debidos a la alta influencia que tiene la prevalencia sobre este estadístico (Allouche *et al.* 2006), y en la mayoría de las especies modeladas la prevalencia es muy baja porque el número de localidades por especie es, en general, bajo comparado con el área de estudio. También, Kappa es una medida sensible al punto de corte seleccionado para el modelo (Elith *et al.* 2006), el cual pudo influir en los valores obtenidos de este estadístico (al menos

en el caso de MaxEnt), teniendo en cuenta que en sentido general los umbrales fueron bajos para todas las especies. Sin embargo, los valores de TSS fueron altos, dando una idea más real de la alta concordancia entre las predicciones y los datos de presencia, lo que apoya lo anteriormente expresado de la influencia de la prevalencia sobre Kappa y confirma la precisión de los modelos generados con ambas metodologías.

Los resultados obtenidos indican una alta similitud entre las dos metodologías aplicadas, tanto en la localización espacial de las distribuciones predichas como en el área que ocupan. También hubo concordancia entre las distribuciones potenciales obtenidas por ambas metodologías con las localidades conocidas para las especies (bajo error de omisión) y además los modelos generados con MaxEnt tuvieron altos valores de AUC, lo que indica que los resultados tienen una confiabilidad aceptable. Esto es de gran importancia para lograr uno de los propósitos con los que se realizaron estas modelaciones, el de combinarlos para conocer las áreas de mayor riqueza de especies del territorio.

Las diferencias absolutas en la extensión de la presencia predicha en los modelos generados por cada metodología son mayores a medida que aumenta la superficie total de distribución de la especie, con los modelos de C. H. A. teniendo en estos casos la mayor extensión total. Estos resultados pueden ser dependientes del punto de corte utilizado en MaxEnt, considerando otro valor umbral la extensión predicha por MaxEnt pudiera aumentar o disminuir, cambiando entonces esta relación.

En general, se cumplió una regla en que las especies con una distribución más extensa que utilizan una alta diversidad de hábitats similar a las condiciones ambientales generales en el área de estudio fueron las que mayor diferencia tuvieron en los modelos obtenidos por ambas metodologías, tanto en la localización geográfica de las áreas de presencia como en la extensión de las mismas, resultando en menores valores de Gamma. Los modelos para esas especies también necesitaron un mayor número de variables predictoras en MaxEnt,

que no siempre fueron totalmente coincidentes con las utilizadas en Clasificación de Hábitats Adecuados y con menor exactitud y ajuste a los datos de entrenamiento.

Estos resultados coinciden con los obtenidos por otros autores que han observado una correlación negativa entre el rendimiento de los modelos y la proporción de hábitats usados por especies de aves, reptiles y anfibios, donde las especies generalistas producen modelos peores (Hepinstall *et al.* 2002, Stockwell y Peterson 2002, Guisan y Hofer 2003, Segurado y Araújo 2004, pero ver Jiménez-Valverde *et al.* 2008). Esto podría deberse a que las especies de amplia distribución muestran diferencias locales o regionales en las características ecológicas, por lo que modelar todas esas subpoblaciones juntas sobreestimaría la amplitud ecológica de la especie, reduciendo la exactitud del modelo (Stockwell y Peterson 2002). Mientras mayor sea la distribución de una especie, mayor debe ser el número de hábitats diferentes que use, incrementando la probabilidad de que más factores determinen su distribución (Osborne y Suárez 2002).

Otra posible explicación para este fenómeno sería que los requerimientos de hábitats son más complejos de lo que somos capaces de inferir en estos momentos, implicando un menor conocimiento de esas especies; ya sea porque no conocemos el nicho ecológico de ellas o porque algunas de las variables que influyen en su distribución no fueron incluidas en este estudio, al menos a la escala que se utilizó en las modelaciones. Se cumple aquí la regla general ya descrita de que cuando hay más variables predictoras es más difícil la explicación de un modelo (Guisan y Zimmermann 2000) y que los modelos con varias variables predictivas se hacen mucho más complejos y generalmente más difíciles de entender en términos biológicos (Burnham y Anderson 2002).

En contraste, para las especies con distribución reducida se obtuvieron modelos que parecen tener una mayor exactitud en las predicciones, definidos por menos variables en MaxEnt y con gran similitud entre los dos métodos, tanto en extensión como en localización. Stockwell y

Peterson (2002) y Segurado y Araújo (2004) han expresado que debido a que las especies con nichos ecológicos más restringidos están más localizadas espacialmente y son menos frecuentes, deben ser mejor modeladas y sus distribuciones más fácilmente predichas que las especies de amplia distribución, aún en casos donde no hay datos de calidad. Esto podría ser de gran importancia en el desarrollo de modelos para aquellas especies raras y amenazadas con pocos datos (Peterson *et al.* 2002), como es el caso de muchas especies de anfibios de Cuba y el mundo.

La confirmación final de la exactitud de las predicciones sobre las distribuciones de las especies de anfibios de estas montañas solo se alcanzará con la realización de muestreos y monitoreos -intensivos y extensivos- en el futuro, los que también permitirán la disminución de los sesgos y el nivel de error de estos modelos. Pineda y Lobo (2009) reconocieron que los modelos de distribución de las especies dan una descripción provisional de los patrones de distribución y deben ser actualizados continuamente, cada vez que se tengan nuevos datos o cuando cambien las condiciones ambientales. Sin embargo, mientras no se tengan mejores datos estos modelos ayudarán al entendimiento de las relaciones entre las especies y las condiciones ambientales del territorio, a la comprensión de sus patrones biogeográficos y permitirán la identificación de las prioridades de conservación a nivel específico y territorial.

La integración de los muestreos de campo con las modelaciones debe contribuir a mejorar ampliamente el conocimiento de las distribuciones de los anfibios estudiados en esta tesis, al mismo tiempo que se utiliza el trabajo de campo como la comprobación ideal de las predicciones realizadas con programas cibernéticos y la experiencia de los expertos.

Aunque existen algunas orientaciones empíricas para la selección del modelo mejor basándose en la exactitud de sus predicciones, es improbable que un solo tipo de modelo sea bueno para todas las situaciones (Johnson y Gillingham 2005). El interés de conservación particular y la ecología de la especie deben

determinar la selección de una técnica, pero a menudo las limitaciones de los datos restringirán el grupo a seleccionar (Austin 2002). También debe considerarse que el modelo y el enfoque tengan relevancia ecológica y que ni los datos ni el modelo violen las asunciones estadísticas y ecológicas (Austin 2002). En esta tesis los modelos obtenidos con las dos metodologías aplicadas son aceptables y de hecho serán utilizados en su conjunto en análisis posteriores.

### LITERATURA CITADA

- Allouche, O., A. Tsoar y R. Kadmon. 2006. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *J. Applied Ecol.* 43:1223-1232.
- Anderson, R. P., D. Lew y A. T. Peterson. 2003. Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecol. Model.* 162:211-232.
- Araujo, M. B. 2004. Matching species with reserves—uncertainties from using data at different resolutions. *Biol. Conserv.* 118:533-538.
- Argaez, J. A., J. A. Christen, M. Nakamura y J. Soberon. 2005. Prediction of potential areas of species distributions based on presence-only data. *Environ. Ecol. Stat.* 12:27-44.
- Austin, M. P. 2002. Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecol. Model.* 157:101-118.
- Balmford, A., G. Mace y J. Ginsberg. 1998. The challenges to conservation in a changing world: putting processes on the map. *En* G. Mace, A. Balmford, J. Ginsberg (eds.). *Conservation in a changing world*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Beauvais, G. P., D. A. Keinath, P. Hernandez, L. Master y R. Thurston. 2006. Element distribution modeling: a primer -or- Musings upon depicting the geographic arrangement of biota, with ample reference to the harsh lessons of the dark master experience. Version 2.0. Wyoming Natural Diversity Database, University of Wyoming, Wyoming, USA.

- Becker, C. G., C. R. Fonseca, C. F. Haddad, R. Batista y P. I. Prado. 2007. Habitat split and the global decline of amphibians. *Science* 318: 1775-1777.
- Blaustein, A. R. y J. M. Kiesecker. 2002. Complexity in conservation: lessons from the global decline of amphibian populations. *Ecol. Lett.* 5:597-608.
- Boitani, L., I. Sinibaldi, F. Corsi, A. De Biase, I. d'Inzillo Carranza, M. Ravagli, G. Reggiani, C. Rondinini y P. Trapanese. 2008. Distribution of medium- to large-sized African mammals based on habitat suitability models. *Biodiversity Conserv.* 17:605-621.
- Boone, R. B. y W. B. Krohn. 2000. Predicting broad scale occurrences of vertebrates in patchy landscapes. *Lands. Ecol.* 15:63-74.
- Brotons, L., W. Thuiller, M. B. Araújo y A. H. Hirzel. 2004. Presence-absence versus presence-only modelling methods for predicting bird habitat suitability. *Ecography* 27: 437-448.
- Brown, J. H., G. C. Stevens y D. M. Kaufman. 1996. The geographic range: size shape, boundaries, and internal structure. *Ann. Rev. Ecol. System.* 27:597-623.
- Burnham, K. P. y D. R. Anderson. 2002. Model selection and multimodel inferences. A practical information-theoretic approach, 2nd edn. Springer, Berlin Heidelberg New Cork.
- Cohen, J. 1960. A coefficient of agreement for nominal scales. *Educ. Psychol. Meas.* 20:37-46.
- Corsi, F., J. de Leeuw y A. K. Skidmore. 2000. Modelling species distribution with GIS. *En* L. Boitani y T. K. Fuller (eds.). *Research techniques in animal ecology: controversies and consequences*, pp 389-434. Columbia University Press, New York, USA.
- Da Fonseca, G. A. B., A. Balmford, C. Bibby, L. Boitani, F. Corsi, T. Brooks, C. Gascon, S. Olivieri, R. A. Mittermeier, N. Burgess, E. Dinerstein, D. Olson, L. Hannah, J. Lovett, D. Moyer, C. Rahbek, S. Stuart y P. Williams. 2000. Following Africa's lead in setting priorities. *Nature* 405:393-394.
- Dayton, G. H. y L. A. Fitzgerald. 2006. Habitat suitability models for desert amphibians. *Biol. Conserv.* 132:40-49.
- Díaz, L. M. y A. Cádiz. 2008. Guía taxonómica de los anfibios de Cuba. *Abc Taxa* 4:1-294.
- Elith, J., C. H. Graham, R. P. Anderson, M. Dudík, S. Ferrier, A. Guisan, R. J. Hijmans, F. Huettmann, J. R. Leathwick, A. Lehmann, J. Li, L. G. Lohmann, B. A. Loiselle, G. Manion, C. Moritz, M. Nakamura, Y. Nakazawa, J. M. Overton, A. T. Peterson, S. J. Phillips, K. Richardson, R. Scachetti-Pereira, R. E. Schapire, J. Soberón, S. Williams, M. S. Wisz y N. E. Zimmermann. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29:129-151.
- Ficetola, G. F., W. Thuiller y C. Miaud. 2007. Prediction and validation of the potential global distribution of a problematic alien invasive species -the American bullfrog. *Diversity Distrib.* 13:476-485.
- Fielding, A. H. y J. F. Bell. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environ. Conserv.* 24:38-49.
- Freedman, A. H., W. Buermann, M. Lebreton, L. Chirio y T. B. Smith. 2008. Modeling the effects of anthropogenic habitat change on savanna snake invasions into African rainforest. *Conserv. Biol.* 23:81-92.
- Gaston, K. J. 1991. How large is a species' geographic range? *Oikos* 61:434-438.
- Gaston, K. J. 1996. Species-range-size distributions: patterns, mechanisms and implications. *Trends Ecol. Evol.* 11:197-201.
- Giovanelli, J. G. R., C. F. B. Haddad y J. Alexandrino. 2008. Predicting the potential distribution of the alien invasive American bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) in Brazil. *Biol. Invasions* 10:585-590.
- Goodman, L. A. y W. H. Kruskal. 1979. Measures of association for cross classification. Springer-Verlag, New York, 146 pp.
- Guisan, A. y N. E. Zimmermann. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecol. Model.* 135:147-186.
- Guisan, A. y U. Hofer. 2003. Predicting reptile distributions at the mesoscale: relation to climate and topography. *J. Biogeogr.* 30:1233-1243.

- Hanley, J. A. y B. J. McNeil. 1982. The meaning and use of the area under a Receiver Operating Characteristic (ROC) curve. *Radiology* 143: 29-36.
- Hanski, I. 1994. Patch occupancy dynamics in fragmented landscapes. *Trends Ecol. Evol.* 9:131-134.
- Hanski, I., A. Moilanen y M. Gyllenberg. 1996. Minimum viable metapopulation size. *Am. Nat.* 147:527-541.
- Hedges, S. B. 1999. Distribution patterns of amphibians in the West Indies. *En* W. E. Duellman (ed.). *Regional patterns of amphibian distribution: a global perspective*, pp. 211-254. Johns Hopkins University Press.
- Hepinstall, J. A., W. B. Krohn y S. A. Sader. 2002. Effects of niche width on the performance and agreement of avian habitat models. *En* M. S. Scott, P. J. Heglund, M. L. Morrison, J. B. Haufler, M. G. Raphael, W. A. Wall y F. B. Samson (eds.). *Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale*, pp. 593-606. Island Press, Washington DC, USA.
- Hernández, P. A., C. H. Graham, L. L. Master y D. L. Albert. 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modelling methods. *Ecography* 29: 773-785.
- ICGC (Instituto Cubano de Geodesia y Cartografía). 1987. Hojas cartográficas 1:50 000 de las provincias Holguín, Granma, Santiago de Cuba y Guantánamo. Instituto Cubano de Geodesia y Cartografía, La Habana.
- IUCN. 2001. Categorías y criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido. ii + 33 pp.
- IUCN. 2009. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2009.1. (<http://www.iucnredlist.org/>). International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, Gland. (revisado el 29 May 2009).
- Jetz, W., C. H. Sekercioglu y J. E. M. Watson. 2008. Ecological correlates and conservation implications of overestimating species geographic ranges. *Conserv. Biol.* 22:110-119.
- Jiménez-Valverde, A., J. M. Lobo y J. Hortal. 2008. Not as good as they seem: the importance of concepts in species distribution modeling. *Diversity Distrib.* 14:885-890.
- Johnson, C. J. y M. P. Gillingham. 2005. An evaluation of mapped species distribution models used for conservation planning. *Environ. Conserv.* 32: 117-128.
- Johnson, C. M., L. B. Johnson, C. Richard y V. Beasley. 2002. Predicting the occurrence of amphibians: an assessment of multiple-scale models. *En* J. M. Scott, P. J. Heglund, F. Samson, J. Haufler, M. Morrison, M. Raphael y B. Wall (eds.). *Predicting species occurrences: issues of accuracy and scale*, pp. 157-170. Inland Press, Covelo, California.
- Loiselle, B. A., C. A. Howell, C. H. Graham, J. M. Goerck, T. Brooks, K. G. Smith, P. H. Williams. 2003. Avoiding pitfalls of using species distribution models in conservation planning. *Conserv. Biol.* 17:1591-1600.
- Manel, S., H. C. Williams y S. J. Ormerod. 2001. Evaluating presence-absence models in ecology: the need to account for prevalence. *J. Appl. Ecol.* 38:921-931.
- Ministry of Environment, Lands and Parks. 1999. British Columbia wildlife habitat rating standards. Version 2.0. Terrestrial Ecosystems Task Force, Resources Inventory Committee. British Columbia, Canada.
- Morrison, M. L., B. G. Marcot y R. W. Mannan. 1998. *Wildlife-habitat relationships-concepts and applications*. 2nd edition. University of Wisconsin Press, Madison.
- Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. Fonseca y J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.
- Núñez, A., N. Viña B. y A. Graña. 1989. Regiones naturales-antrópicas. *En* E. A. Sánchez-Herrero, J. R. Hernández, E. Propín *et al.* (eds.). *Nuevo Atlas Nacional de Cuba*, Mapa 6, p. XII.2.1. Instituto de Geografía, La Habana y Madrid.
- Osborne, P. E. y S. Suárez. 2002. Should data be partitioned before building large-scale distribution models? *Ecol. Model.* 157: 249-259.



- Papeş, M. 2007. Ecological niche modeling approaches to conservation of endangered and threatened birds in central and eastern Europe. *Biodiversity Informatics* 4: 14-26.
- Pawar, S., M. S. Koo, C. Kelley, M. F. Ahmed, S. Chaudhuri y S. Sarkar. 2007. Conservation assessment and prioritization of areas in Northeast India: Priorities for amphibians and reptiles. *Biol. Conserv.* 136:346-361.
- Pearce, J. y S. Ferrier. 2000. Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. *Ecol. Model.* 133: 225-245.
- Pearson, R. G., C. J. Raxworthy, M. Nakamura y A. T. Peterson. 2007. Predicting species' distributions from small numbers of occurrence records: A test case using cryptic geckos in Madagascar. *J. Biogeogr.* 34: 102-117.
- Peterson, A. T., J. Soberón y V. Sánchez-Cordero. 1999. Conservatism of ecological niches in evolutionary time. *Science* 285:1265-1267.
- Peterson, A. T., M. A. Ortega-Huerta, J. Bartley, V. Sánchez-Cordero, J. Soberón, R. H. Buddemeier y D. R. B. Stockwell. 2002. Future projections for Mexican faunas under global climate change scenarios. *Nature* 416:626-629.
- Peterson, A. T., M. Papeş y M. Eaton. 2007. Transferability and model evaluation in ecological niche modeling: a comparison of GARP and Maxent. *Ecography* 30:550-560.
- Phillips, S. J. 2005. A brief tutorial on MaxEnt. Rev. AT&T Research, Princeton University, 12 pp. [<http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/tutorial/>].
- Phillips, S. J. y M. Dudík. 2008. Modeling of species distribution with MaxEnt: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31:161-175.
- Phillips, S. J., M. Dudík y R. E. Schapire. 2004. A maximum entropy approach to species distribution modeling. *En* R. Greiner y D. Schuurmans (eds.). *Proc. 21st Int. Conf. on Machine Learning*, pp. 655-662. ACM press, New York.
- Phillips, S. J., M. Dudík y R. E. Schapire. 2005. MaxEnt software for species distribution modelling, v. 3.2.19. (<http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent>). AT&T Lab Research, New Jersey. (Revisado el 27 Ene 2009).
- Phillips, S. J., R. P. Anderson y R. E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecol. Model.* 190:231-259.
- Pineda, E. y J. M. Lobo. 2009. Assessing the accuracy of species distribution models to predict amphibian species richness patterns. *J. Animal Ecol.* 78:182-190.
- Prendergast, J. R., R. M. Quinn, J. Lawton. 1999. The gaps between theory and practice in selecting nature reserves. *Conserv. Biol.* 13:484-492.
- Raes, N. y H. ter Steege. 2007. A null-model for significance testing of presence-only species distribution models. *Ecography* 30:727-736.
- Reyes, O. J. 2000. Clasificación de la vegetación de la Sierra Maestra. *Biodiversidad Cuba Oriental* 8:28-42.
- Reyes, O. J. y F. Acosta. 2005. Vegetación. *En* A. Fong, D. Maceira F., W. S. Alverson y T. Wachter (eds.). *Cuba: Parque Nacional Alejandro de Humboldt. Rapid Biological Inventories Report 14*. The Field Museum, Chicago.
- Rodríguez Santana, F., L. O. Melián y N. Viña Dávila. 2001. Aves de los macizos montañosos orientales. *En* N. Viña, A. Fong y D. Maceira (eds.). *Diversidad biológica de los macizos montañosos de Cuba Oriental*, pp. 804-868. Centro Oriental de Ecosistemas y Biodiversidad (BIOECO), Santiago de Cuba.
- Rondinini, C., S. Stuart y L. Boitani. 2005. Habitat suitability models and the shortfall in conservation planning for African vertebrates. *Conserv. Biol.* 19:1488-1497.
- Sánchez-Herrero, E. A., J. R. Hernández Santana, E. Propín Frejomil, E. Buznego Rodríguez, A. C. Lorenzo Rodríguez, M. Mon León *et al.* (eds.). 1989. *Nuevo atlas nacional de Cuba*. Instituto de Geografía, La Habana y Madrid.
- Scott, J. M., F. Davis, B. Csuti, R. Noss, B. Butterfield, C. Groves, H. Anderson, S. Caicco, F. D'Erchia, T. C. Edwards, J. Ulliman y R. G. Wright. 1993. *Gap analysis: a geographic approach to protection of biological diversity*. Wildl. Monogr. 123:1-41.

- Segurado, P. y M. B. Araújo. 2004. An evaluation of methods for modelling species distributions. *J. Biogeogr.* 31:1555-1568.
- Soberón, J. y A. T. Peterson. 2004. Biodiversity informatics: managing and applying primary biodiversity data. *Phil. Trans. R. Soc. London Ser. B* 359:689-698.
- Soberón, J. y A. T. Peterson. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics* 2:1-10.
- Sokal, R. R. y F. J. Rohlf. 1995. *Biometry: The principles and practice of statistic in biological research*. W. H. Freeman, San Francisco, 887 pp.
- StatSoft, Inc. 2001. STATISTICA (data analysis software system), vers. 6. [www.statsoft.com].
- Stockwell, D. R. B. y A. T. Peterson. 2002. Effects of sample size on accuracy of species distribution models. *Ecol. Model.* 148: 1-13.
- Stuart, S., J. Chanson, N. A. Cox, B. E. Young, A. S. L. Rodrigues, D. L. Fishman y R. W. Waller. 2004. Status and trends of amphibian declines extinctions worldwide. *Science* 306:1783-1786.
- Thuiller, W., L. Brotons, M. B. Araújo y S. Lavorel. 2004. Effects of restricting environmental range of data to project current and future species distributions. *Ecography* 27:165-172.
- Urbina, J. N. y R. D. Loyola 2008. Applying niche-based models to predict endangered-hyloid potential distributions: are neotropical protected areas effective enough? *Trop. Conserv. Sci.* 1:417-445.
- USFWS (U. S. Fish and Wildlife Service). 1981. Standards for the development of habitat suitability index models. *Ecological Services Manual* 103. U. S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service. Release No. 1-81, Washington, DC.
- VanDerWal, J. L. P. Shoo, C. Graham, S. E. Williams. 2009. Selecting pseudo-absence data for presence-only distribution modeling: How far should you stray from what you know? *Ecol. Model.* 220:589-594.
- Verner, J., M. L. Morrison y C. J. Ralph (eds.). 1986. *Wildlife 2000: Modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates*. University of Wisconsin Press, Madison, Wisconsin.
- Viña Bayés, N. 1998. Caracterización geográfica. *En* N. Viña, A. Fong y D. Maceira (eds.). *Diversidad biológica del macizo montañoso Nipe-Sagua-Baracoa*, Tomo 1, pp. 5-26. Centro Oriental de Ecosistemas y Biodiversidad (BIOECO), Santiago de Cuba.
- Viña Bayés, N. 2000. Caracterización geográfica de la Sierra Maestra. *En* N. Viña, A. Fong y D. Maceira (eds.). *Diversidad Biológica del Macizo Montañoso Sierra Maestra*, Tomo 1, pp. 4-16. Centro Oriental de Ecosistemas y Biodiversidad (BIOECO), Santiago de Cuba.
- Viña Dávila, N. 1995. Zoogeografía de la Sierra Maestra occidental. Tesis de Doctorado, BIOECO, Santiago de Cuba.
- Viña Dávila, N. 2000. Consideraciones sobre la ictiofauna de la Sierra Maestra occidental. *Biodiversidad Cuba Oriental* 4:83-86.
- Viña Dávila, N., A. Fong, F. Rodríguez y L. O. Melián. 2001. Riqueza de especies de vertebrados de los macizos montañosos orientales. *En* N. Viña, A. Fong y D. Maceira (eds.). *Diversidad biológica de los macizos montañosos de Cuba Oriental*, pp. 869-872. Centro Oriental de Ecosistemas y Biodiversidad (BIOECO), Santiago de Cuba.
- Whittaker, R. J., M. B. Araújo, P. Jepson, R. J. Ladle, J. E. M. Watson y K. J. Willis. 2005. Conservation biogeography: assessment and prospect. *Diversity Distributions* 11:3-23.

**Apéndice 5.I.****Fuentes de información utilizadas para obtener las variables ambientales**

1. Barranco Rodríguez, G. y L. R. Díaz. 1989. Regionalización climática y tipos de clima. *En* E. A. Sánchez, J. R. Hernández, E. Propín, E. Buznego *et al.* (eds.). Nuevo Atlas Nacional de Cuba, p. VI.1. Instituto de Geografía, La Habana y Madrid.
2. Bermúdez Dieguez, G. y M. T. Durán. 1991. Hidrografía. *En* N. Viña Bayés y N. Viña Dávila (eds.). Atlas de Santiago de Cuba, p. 40. Academia de Ciencias de Cuba, Santiago de Cuba.
3. Bermúdez Dieguez, G. y M. T. Durán. 1991. Mapas de días con lluvia. *En* N. Viña Bayés y N. Viña Dávila (eds.). Atlas de Santiago de Cuba, pp. 35.1-35.3. Academia de Ciencias de Cuba, Santiago de Cuba.
4. Bermúdez Dieguez, G. y M. T. Durán. 1991. Mapas de precipitación. *En* N. Viña Bayés y N. Viña Dávila (eds.). Atlas de Santiago de Cuba, pp. 33-34.2. Academia de Ciencias de Cuba, Santiago de Cuba.
5. Borhidi, A. y O. Muñiz. 1980. Mapa de la vegetación potencial de Cuba. *Acta Bot. Acad. Sci. Hungarica* 26:25-33.
6. Borhidi, A. 1987. The main vegetation units of Cuba. *Acta Bot. Hungarica* 33:151-186.
7. Capote, R. P., N. E. Ricardo, A. V. Gonzáles, E. E. García, D. Vilamajó y J. Urbino. 1989. Vegetación actual. *En* E. A. Sánchez, J. R. Hernández, E. Propín, E. Buznego, A. C. Lorenzo *et al.* (eds.). Nuevo Atlas Nacional de Cuba, p. X.1. Instituto de Geografía, La Habana y Madrid.
8. Hernández Santana, J. R., J. L. Díaz, P. Blanco, A. Magaz y A. Portela. 1989. Geomorfología. *En* E. A. Sánchez, J. R. Hernández, E. Propín, E. Buznego, A. C. Lorenzo *et al.* (eds.). Nuevo Atlas Nacional de Cuba, p. IV.11. Instituto de Geografía, La Habana y Madrid.
9. ICGC (Instituto Cubano de Geodesia y Cartografía). 1987. Hojas cartográficas 1:50 000 de Holguín, Granma, Santiago de Cuba y Guantánamo. Instituto Cubano de Geodesia y Cartografía, La Habana.
10. ICGP (Instituto Cubano de Geología y Paleontología). 1985. Mapa Geológico de Cuba, hojas cartográficas 1:25 000: Caimanera, Pílon, Santiago de Cuba y Bayamo. Instituto Cubano de Geología y Paleontología, Academia de Ciencias de Cuba, La Habana.
11. Montenegro Moracen, U. 1991. Mapas de humedad relativa. *En* N. Viña Bayés y N. Viña Dávila (eds.). Atlas de Santiago de Cuba, pp. 28-29.2. Academia de Ciencias de Cuba, Santiago de Cuba.
12. Montenegro Moracen, U. 1991. Mapas de temperatura. *En* N. Viña Bayés y N. Viña Dávila (eds.). Atlas de Santiago de Cuba, pp. 26-27.2. Academia de Ciencias de Cuba, Santiago de Cuba.
13. Núñez, A., N. Viña B. y A. Graña. 1989. Carsología. *En* E. A. Sánchez-Herrero, J. R. Hernández, E. Propín, E. Buznego *et al.* (eds.). Nuevo Atlas Nacional de Cuba, p. V.2-3. Instituto de Geografía, La Habana y Madrid.
14. Núñez, A., N. Viña B. y A. Graña. 1989. Regiones naturales-antrópicas. *En* E. A. Sánchez-Herrero, J. R. Hernández, E. Propín, E. Buznego *et al.* (eds.). Nuevo Atlas Nacional de Cuba, p. XII.2.1. Instituto de Geografía, La Habana y Madrid.
15. Puente, G. 2001. Regionalización climática de los macizos montañosos orientales. *En* N. Viña, A. Fong y D. Maceira (eds.), *Diversidad Biológica de los Macizos Montañosos de Cuba Oriental*, pp. 14-24. Centro Oriental de Ecosistemas y Biodiversidad, Santiago de Cuba.
16. Reyes, O. J. 1991. Vegetación actual. *En* N. Viña Bayés y N. Viña Dávila (eds.). Atlas de Santiago de Cuba, p. 43. Academia de Ciencias de Cuba, Santiago de Cuba.

17. Reyes, O. J. y F. Acosta Cantillo. 2005. Vegetación terrestre. *En* A. Fong, D. Maceira, W. S. Alverson y J. Shopland (Eds.), Cuba: Siboney-Juticí, pp 46-50. Rapid Biological Inventories Report 10, The Field Museum, Chicago.
18. Reyes, O. J. y F. Acosta Cantillo. 2005. Vegetación. *En* D. Maceira, A. Fong, W. S. Alverson y T. Wachter (Eds.), Cuba: Parque Nacional La Bayamesa, pp 43-50. Rapid Biological Inventories Report 13, The Field Museum, Chicago.
19. Reyes, O. J. y F. Acosta Cantillo. 2005. Vegetación. *En* A. Fong, D. Maceira, W. S. Alverson y T. Wachter (Eds.), Cuba: Parque Nacional "Alejandro de Humboldt", pp 54-69. Rapid Biological Inventories Report 14, The Field Museum, Chicago.
20. Reyes, O. J. y F. Acosta Cantillo. 2006. Vegetación. *En* D. Maceira, A. Fong y W. S. Alverson (Eds.), Cuba: Pico Mogote, pp 40-46. Rapid Biological Inventories Report 09, The Field Museum, Chicago.
21. Reyes, O. J. 2006. Clasificación de la vegetación de la Sierra Maestra. *Biodiversidad Cuba Oriental* 8:28-42.
22. Reyes, O. J. En prensa. Clasificación de la vegetación de la Región Oriental de Cuba. *Rev. Jardín Bot. Nac. Cuba*.
23. Viña Bayés, N. 1998. Caracterización geográfica. *En* N. Viña, A. Fong y D. Maceira (eds.). *Diversidad Biológica del Macizo Montañoso Nipe-Sagua-Baracoa*, pp. 5-26. Centro Oriental de Ecosistemas y Biodiversidad, Santiago de Cuba.
24. Viña Bayés, N. 2000. Caracterización geográfica de la Sierra Maestra. *En* N. Viña, A. Fong y D. Maceira (eds.). *Diversidad Biológica del Macizo Montañoso Sierra Maestra*, pp. 4-16. Centro Oriental de Ecosistemas y Biodiversidad, Santiago de Cuba.

**Apéndice 5.II.****Simbología numérica utilizada en las gráficas de respuesta de las fichas de cada especie**

Regiones Naturales	
<b>Sierra Maestra:</b>	<b>Sagua-Baracoa:</b>
1- Cuesta y Terrazas de Cabo Cruz	1- Sierra de Nipe
2- Llanura Costera de Pílon	2- Alturas del Segundo Frente
3- Sierra del Turquino	3- Sierra del Cristal
4- Carso de Baire	4- Alturas y Sierras de Sagua de Tánamo
5- Sierra de Boniato	5- Gran Meseta de Guantánamo
6- Sierra de la Gran Piedra	6- Alturas de Moa
7- Alturas de Santa María de Loreto	7- Cuchillas del Toa
8- Terrazas Costeras del Sur de la Sierra Maestra.	8- Cuchillas y Mesas de Baracoa-Imías
9- Cuenca Tectónica Antropizada de Santiago de Cuba	9- Gran Meseta Cársica de Baracoa
	10- Terrazas Costeras de Guantánamo-Cajobabo
	11- Llanura costera de Yaguaneque-Baracoa.
Formaciones geológicas	
<b>Sierra Maestra:</b>	<b>Sagua-Baracoa:</b>
1- Andesitas	1- Andesitas
2- Basaltos	5- Diabasas
3- Depósitos aluviales	6- Dioritas
4- Depósitos palustres	7- Formación Río Macío
5- Diabasas	8- Formación Baracoa (Caliza)
6- Dioritas	9- Formación Bitirí (Caliza)
7- Formación Río Macío	10- Formación Bucuey
8- Formación Baracoa (Caliza)	11- Formación Cabacú
9- Gabrodiabasas	12- Formación Cabo Cruz (Caliza)
10- Gabros	13- Formación Camazán (Caliza)
11- Formación Cabacú	14- Formación Castillo de los Indios
12- Formación Cabo Cruz (Caliza)	15- Formación Cauto
13- Formación Camazán (Caliza)	16- Formación Centeno
14- Formación Castillo de los Indios	17- Formación Chafarina (Caliza)
15- Formación Cauto	18- Formación Charco Redondo (Caliza)
16- Formación Centeno	19- Formación Gran Tierra (Caliza)
17- Grupo El Cobre	21- Formación Jaimanitas (Caliza)
18- Formación Charco Redondo (Caliza)	24- Formación Jutía
19- Formación Gran Tierra (Caliza)	25- Formación La Farola
20- Formación Güira de Jauco	26- Formación La Picota
21- Formación Jaimanitas (Caliza)	27- Formación Maquey
22- Formación Jamaica	28- Formación Mícara
24- Formación Jutía	29- Formación Miranda
27- Formación Maquey	30- Formación Palma Mocha
28- Formación Mícara	31- Formación Puerto Boniato (Caliza)
29- Formación Miranda	32- Formación Río Jagüeyes
30- Formación Palma Mocha	33- Formación Río Maya (Caliza)
31- Formación Puerto Boniato (Caliza)	34- Formación Rodas
33- Formación Río Maya (Caliza)	35- Formación Sagua (Caliza)
35- Formación Sagua (Caliza)	36- Formación San Luis
36- Formación San Luis	37- Formación Sierra Verde
37- Formación Sierra Verde	38- Formación Varadero
38- Formación Varadero	40- Formación Yateras (Caliza)
39- Formación Yaguanabo	41- Formación Yaguanabo
40- Formación Yateras (Caliza)	42- Formación Jamaica
	43- Formación Júcaro (Caliza)
	46- Formación Güira de Jauco
	47- Depósitos palustres
	48- Depósitos aluviales
	51- Basaltos



## CAPÍTULO 6

### PATRONES DE DISTRIBUCIÓN DE LA RIQUEZA DE ESPECIES DE ANFIBIOS EN LOS MACIZOS MONTAÑOSOS DE LA REGIÓN ORIENTAL DE CUBA

#### INTRODUCCIÓN

Los estudios sobre la distribución de los recursos bióticos han alcanzado en los últimos años una gran importancia a nivel global. El conocimiento de los patrones de distribución de las especies y de las áreas de riqueza de especies es de importancia fundamental para comprender los patrones generales de la biodiversidad y los factores ecológicos y evolutivos que determinan dichos patrones (Bailey y Hogg 1986, Miller 1994, Rosenzweig 1995, Ricklefs 2004). Adicionalmente, la identificación de los patrones de riqueza de especies es importante para alcanzar la planificación exitosa de los esfuerzos de conservación (Akçakaya y Atwood 1997, Gibson *et al.* 2004) y lograr el uso eficiente de los recursos humanos y económicos disponibles (Bojórquez-Tapia *et al.* 1995).

Dos problemáticas fundamentales para lograr una mejor comprensión de los patrones de distribución de la riqueza de especies están dadas en la dispersión de la información existente sobre las especies la que provoca que el manejo de la misma requiera de tiempos considerables de trabajo, y que el conocimiento sobre la distribución de las especies es pobre, reduciéndose los registros de localidad a determinadas zonas o puntos, permaneciendo áreas de las que no se dispone información de las especies presentes. Esta situación es típica en muchos lugares, incluso en países en los que se ha realizado un esfuerzo de colecta mayor y más prolongado en el tiempo y que poseen una menor riqueza taxonómica, la información es aún sesgada y únicamente permite esbozar una distribución general muy incompleta para la gran mayoría de las especies (Trotta-Moreu *et al.* 2008).

Una alternativa sería el uso de mapas de áreas de distribución, los que muestran las zonas donde debe aparecer la especie o taxón y son contruidos a partir de las localidades conocidas como elemento limitador de la

región de distribución. La mayor dificultad del empleo de éstos radica en la inclusión dentro del área de distribución de zonas cuyas características ecológicas no favorecen o limitan la presencia de la especie, pudiendo quedar sobredimensionada la distribución, además de la subjetividad incluida al construir los límites del área a partir de los registros puntuales de presencia.

Una vía de solucionar estas problemáticas es el empleo de las técnicas estadísticas actuales de modelación de la distribución de las especies las que, con la ayuda de Sistemas de Información Geográfica, permiten elaborar hipótesis de distribución a partir de los datos biológicos disponibles y de la información sobre distintas variables ambientales que actúan como predictores (Guisan y Zimmermann 2000). Por tanto, estas técnicas de modelación son una herramienta útil para la obtención de los patrones de distribución de la riqueza de especies, particularmente en regiones poco muestreadas con una alta diversidad biológica (Soberón 1999, Anderson *et al.* 2002).

Las técnicas de modelación generan hipótesis de distribución que son representadas en mapas de idoneidad o probabilidad, los que indican la presencia de lugares favorables desde el punto de vista ambiental para la aparición de la especie (Soberón y Peterson 2005, Peterson 2006). Los mapas obtenidos pueden tener algún sesgo inherente a la elaboración de cualquier modelo y a no poder incluir los factores históricos, evolutivos y bióticos que limitan la dispersión de las especies (Morrison *et al.* 1998, Peterson *et al.* 1999, Papeş 2007). Estos sesgos pueden acrecentarse cuando se solapan varios modelos individuales con el objetivo de obtener la riqueza de especies de una región (ver Hortal y Lobo 2006, Pineda y Lobo 2009). Por tanto, cuando se pretende obtener los patrones de distribución de la riqueza de especies a partir

de modelos de distribución de las taxones componentes debería realizarse un proceso de calibración y evaluación que permita ajustar los sesgos acumulados por la suma de los modelos, evaluando cuan bien esta suma de modelos individuales se ajusta a los patrones reales de riqueza de especies (Pineda y Lobo 2009).

Considerando todo lo anteriormente planteado, este capítulo se propone describir los patrones de distribución de la riqueza de especies de anfibios obtenidos a partir de dos metodologías de modelación aplicadas en los macizos montañosos de la Región Oriental de Cuba. En este capítulo también se evalúa la similitud entre los patrones geográficos de riqueza y composición de especies de estas montañas y la riqueza de especies obtenida a partir de la suma de los modelos individuales después de haber sido ajustada y calibrada.

### ÁREA DE ESTUDIO

Para el presente trabajo se ha tomado como macizos montañosos Sagua-Baracoa y Sierra Maestra a las subregiones homónimas que se encuentran ubicadas dentro de la Región Oriental de Cuba, según el "Mapa de Regiones Naturales y Antrópicas" de Nuñez *et al.* (1989), y los criterios de Viña Bayés (1998, 2000). Para mayor información sobre estas áreas ver el capítulo 2 de este trabajo.

### MATERIALES Y MÉTODOS

Los modelos de distribución potencial para cada una de las 40 especies de anfibios nativos que habitan los macizos montañosos en estudio fueron obtenidos mediante la aplicación de dos métodos de modelación, uno deductivo y uno inductivo. Como método inductivo se utilizó un procedimiento basado en la teoría de la Entropía Máxima y como método deductivo se utilizó un tipo de clasificación de hábitats idóneos para la presencia de una especie. Estas metodologías de modelación se describen detalladamente en el capítulo precedente.

Los modelos de cada especie se convirtieron a mapas binarios (presencia/ausencia), considerando las dos categorías superiores de

presencia (probabilidad alta y media) como presencia y la categoría 0 como ausencia (ver capítulo anterior). Los modelos individuales de cada metodología fueron sumados para obtener la riqueza total de especies de cada cuadrícula según esa metodología, la cual se representó en un mapa de riqueza potencial de especies.

Para calibrar y evaluar los mapas de riqueza de especies obtenidos, se seleccionaron varios sitios en los dos macizos montañosos que pueden ser considerados como "bien muestreados" teniendo en cuenta que el número de especies registradas en ellos constituyan el 75% o más del número de especies estimadas a estar presentes en los mismos según los estimadores de riqueza de especies (Colwell y Coddington 1994).

Para identificar estos sitios "bien muestreados" se utilizaron tres métodos diferentes y complementarios (Pineda y Lobo 2009): el cálculo de tres estimadores no paramétricos basados en el número de especies raras (Chao 2, Jackknife 1 y Bootstrap, según Colwell y Coddington 1994), el número de especies predichas por el intervalo de confianza superior (al 95%) de las curvas de acumulación producidas con la función analítica Mao Tau (Mao *et al.* 2005) y la pendiente final de la función acumulativa que describe el aumento en el número de especies a medida que aumenta el esfuerzo de muestreo (Hortal y Lobo 2005). Los estimadores de riqueza de especies se obtuvieron con el programa EstimateS 8.0 (Colwell 2005) utilizando el número de registros de cada especie como medida del esfuerzo de muestreo (Hortal y Lobo 2005, Hortal *et al.* 2006, Lobo 2008).

Una cuadrícula se consideró como "bien muestreada" cuando la pendiente final de la curva de acumulación de especies fue inferior a 0.1 (Hortal y Lobo 2005) y cuando los valores de la fórmula "riqueza observada / riqueza estimada  $\times 100$ " fueron superiores al 75%, considerando la riqueza estimada como el valor más alto de riqueza de especies obtenido por cualquiera de los cuatro estimadores calculados: Chao 2, Jackknife 1, Bootstrap o Mao Tau (Pineda y Lobo 2009).



Los análisis anteriores revelaron que 111 cuadrículas (50 en Sagua-Baracoa, 61 en Sierra Maestra) pueden considerarse como “bien muestreadas”. Para estas celdas se calculó la diferencia entre el número de especies observadas ( $S_{obs}$ ) y el número máximo de especies estimadas por cualquiera de los cuatro estimadores anteriormente mencionados ( $S_{est}$ ), el número de errores de omisión (especies predichas por el modelo como ausentes cuando están realmente presentes), el número de errores de comisión (especies predichas por el modelo como presentes donde no han sido realmente observadas) y la tasa de los errores de predicción  $[(riqueza\ predicha - riqueza\ observada) / riqueza\ observada \times 100]$  según Pineda y Lobo (2009). Además se compararon los valores de  $S_{est}$  y  $S_{obs}$  con los valores de riqueza de especies obtenidos a partir de cada metodología utilizando el coeficiente de correlación por rangos de Spearman (Sokal y Rohlf 1995).

La aplicación de un punto de corte a los modelos de las especies, como el utilizado en esta tesis, tiende a reducir la sobreestimación de la distribución de las especies pero generalmente produce errores de omisión debido a que en algunos sitios se predice la ausencia de especies que realmente están presentes. Debido a esto, se ajustó la riqueza de especies obtenida para tratar de disminuir los niveles de subestimación de la riqueza según la metodología propuesta por Pineda y Lobo (2009). Para esto se revisaron las cuadrículas “bien muestreadas” para seleccionar aquellas en que el número de especies predichas fuera inferior al número real observado, identificando las especies erróneamente excluidas de dichas celdas. Para ajustar esos errores en los modelos de MaxEnt se cambió el punto de corte del modelo de cada especie, moviéndolo hasta el valor de probabilidad de presencia más bajo que no fuera cero.

Ya que los errores de omisión y de comisión están relacionados inversamente, un ajuste en las especies subestimadas debe conllevar a un aumento en los errores de comisión. Por esto se re-analizaron las celdas “bien muestreadas” una vez aplicado el ajuste de los errores de

omisión, calculando nuevamente el número de errores de comisión. Ya que este valor fue igual o inferior al número de especies no detectadas en esas cuadrículas (diferencia entre  $S_{est}$  y  $S_{obs}$ ) no fue necesario ajustar los errores de comisión, ya que estos pueden achacarse a ese número de especies que no fueron observadas en los muestreos reales pero que es detectado por los estimadores de riqueza de especies.

Esta nueva representación ya ajustada de la riqueza de especies se comparó nuevamente con  $S_{obs}$  y con  $S_{est}$  en las cuadrículas “bien muestreadas”, calculando los nuevos errores de omisión y comisión, así como la tasa de los errores de predicción. Para considerar también las diferencias en la composición de especies se calculó el índice de disimilitud de Simpson, el cual toma valores de 0 cuando dos grupos de especies tienen una composición idéntica y 1 cuando la composición es totalmente diferente. Este índice parece tener los mejores rendimientos bajo diversas condiciones y ser superior a otros similares, al mismo tiempo que se centra en las diferencias en la composición independientemente de los gradientes en la riqueza de especies (Koleff *et al.* 2003).

Para los modelos construidos con C. H. A. no es posible mover un punto de corte y el ajuste de los modelos significaría la creación de un modelo nuevo y totalmente diferente al anterior, por lo que no se realizó el ajuste de la riqueza. Sin embargo, los errores de omisión en los modelos de C. H. A. no son muy altos (ver acápite de Resultados).

Finalmente se superpusieron los dos modelos individuales de cada especie –los modelos ajustados de MaxEnt con los modelos originales de C. H. A.– para obtener las áreas de coincidencia en las predicciones de distribución. De esta manera, las cuadrículas en las que las dos metodologías predicen la presencia de la especie fueron consideradas como presencia mientras que al resto de las cuadrículas se les asignó el valor 0, considerándolas como ausencias en este nuevo modelo creado por la combinación de los anteriores.

Estos nuevos modelos fueron sumados para obtener la riqueza total de especies de cada

cuadrícula a partir de la combinación de las dos metodologías, la cual se representó en un mapa de riqueza potencial de especies. Además se calculó la riqueza de especies endémicas, endémicas regionales/locales y de especies amenazadas de igual forma, pero utilizando solamente las especies con esas categorías, obteniéndose también los mapas de distribución potencial de las mismas. Para enfatizar las diferencias geográficas en la riqueza de especies, de especies endémicas y de especies amenazadas en el área de estudio, los valores obtenidos fueron divididos en cuatro grupos de riqueza.

Se analizó la relación entre la distribución de la riqueza de especies, de especies endémicas y de especies amenazadas y las diferentes variables ambientales del área de estudio para describir las características abióticas y bióticas de los territorios ocupados por las diferentes categorías de riqueza. Para detectar las variables ambientales que influyen sobre la distribución de la riqueza de especies se hizo un modelo de regresión múltiple paso a paso (Sokal y Rohlf 1995) utilizando como criterio el AIC para relacionar las variables ambientales con diversas variables de riqueza específica.

## RESULTADOS

Las diferentes riquezas de especies analizadas en este capítulo se obtuvieron a partir de 56 modelos pertenecientes a las 40 especies nativas de los dos macizos montañosos. De estos análisis se excluyó a la especie *Rana catesbeiana*, para la que no se generaron modelos de distribución por las causas explicadas en el capítulo anterior.

### Cuadrículas bien muestreadas

Utilizando los criterios expuestos se seleccionaron 111 cuadrículas que pueden considerarse como bien muestreadas y que se encuentran distribuidas en los dos macizos montañosos de estudio en proporciones similares: 61 en Sierra Maestra y 50 en Sagua-Baracoa. La riqueza de especies observada en

estas cuadrículas bien muestreadas presentó valores extremos de 4 y 14 (promedio:  $10.5 \pm 3.2$  especies), mientras que la riqueza máxima estimada por cualquiera de los estimadores tuvo valores entre 4 y 18 especies (promedio:  $12.5 \pm 4.4$  especies). En estas cuadrículas bien muestreadas se dejaron de observar dos especies como promedio con respecto a las especies que deben estar presentes en ellas según los estimadores de riqueza, lo que se obtiene a partir de la diferencia entre la riqueza estimada y la observada (promedio =  $2.0 \pm 1.3$  especies, valores extremos: 0 y 4 especies).

La cifra de 18 especies como máximo de riqueza de especies obtenida a partir de los cuatro estimadores calculados es similar al valor máximo obtenido con los modelos generados tanto por MaxEnt como por C. H. A., así como por la superposición de ambos modelos (ver más adelante), lo cual sería una indicación de la exactitud de los resultados alcanzados. El número máximo de especies realmente observadas en estas cuadrículas es inferior a la obtenida por la suma de los modelos e inferior a la estimada en estas cuadrículas, lo que proviene de las especies que no se observan realmente pero deben estar presentes en esas cuadrículas según los estimadores de riqueza de especies (ya que estamos usando 75% como valor aceptable de completamiento en estas celdas).

### Riqueza de especies a partir de Entropía Máxima

Los valores de riqueza potencial de especies calculados a partir de los modelos obtenidos por Entropía Máxima estuvieron entre 0 y 18 especies por cuadrícula, con un promedio de  $8.6 \pm 3.9$  (desviación estándar) especies por cuadrícula, indicando una alta variabilidad en los datos. El histograma de frecuencias se caracteriza por la presencia de los valores más frecuentes entre 9 y 11 especies/km<sup>2</sup>, seguido por 5 especies/km<sup>2</sup>, manteniendo los valores bajos en los extremos, particularmente hacia el lado derecho del histograma (Fig. 1).

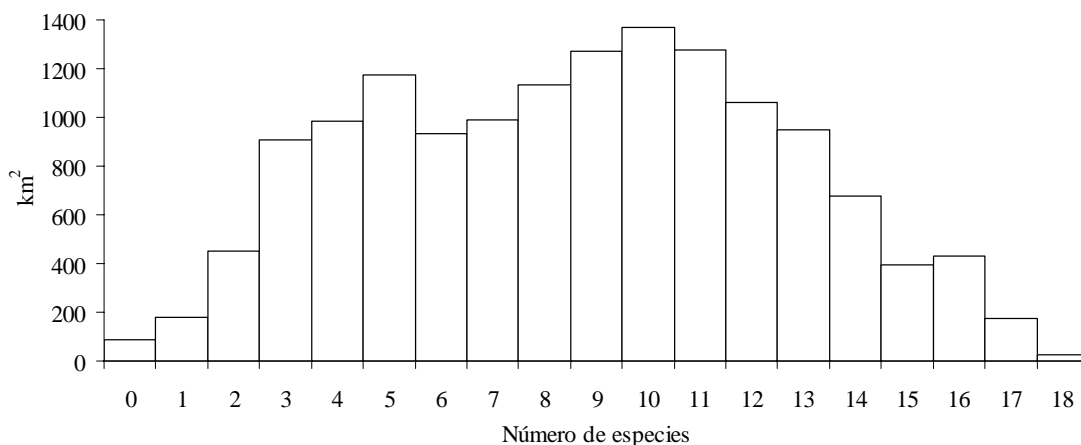


Fig. 1. Histograma de frecuencias del número potencial de especies de anfibios por cuadrícula calculado a partir de los modelos generados con MaxEnt en los macizos montañosos Sierra Maestra y Sagua-Baracoa.

La distribución geográfica de la riqueza de especies muestra una concentración de los valores altos en la zona norte central de Sagua-Baracoa y central de la Sierra Maestra, mientras que los valores bajos y medios también se encuentran agrupados en zonas más pequeñas que se distribuyen a través de todo el territorio ocupado por ambos macizos (Fig. 2).

Los modelos revelan la presencia de una o más especies en 14 386 cuadrículas (99.4% de los macizos). Las 89 cuadrículas sin especies ocupan solo el 0.6% de los macizos y se presentan principalmente en zonas costeras y en las áreas de transición hacia las zonas llanas (no montañosas). Estas cuadrículas se encuentran dispersas y mayormente aisladas en 11 áreas geográficas (Fig. 2).

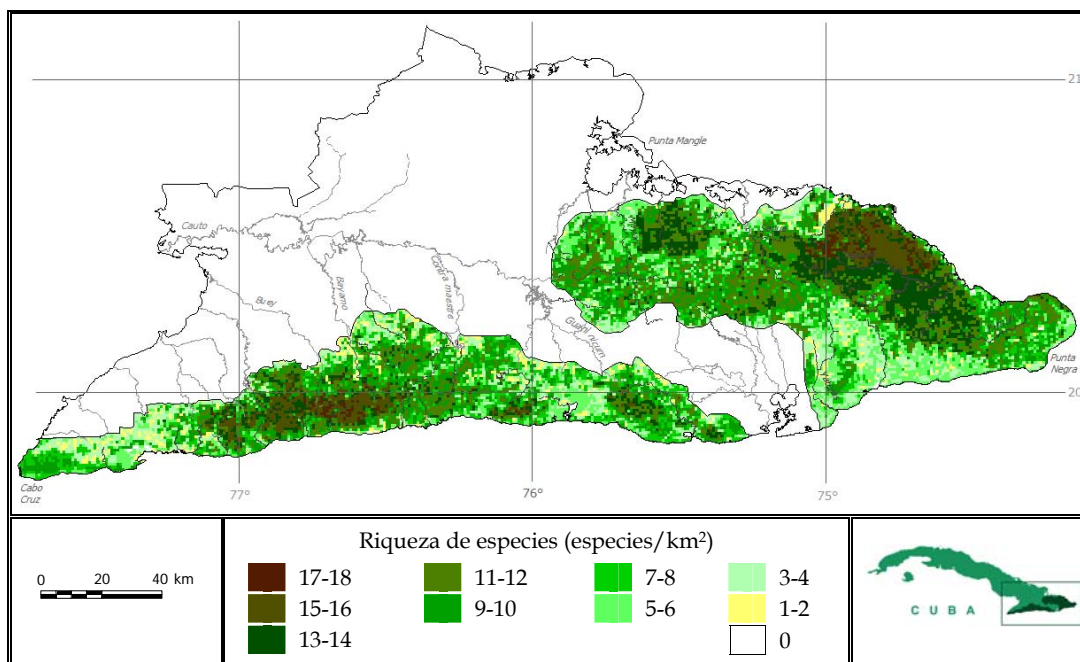


Fig. 2. Distribución de la riqueza de especies de anfibios obtenida a partir de la suma de los modelos generados con Entropía Máxima en los macizos montañosos de Cuba Oriental.

La riqueza máxima de especies para una cuadrícula (18) se presenta solo en 11 km<sup>2</sup> de la Sierra Maestra (0.2% de este macizo), mientras que en Sagua-Baracoa la riqueza máxima potencial está presente en 16 km<sup>2</sup> (0.3% de este macizo). Las cuadrículas con riqueza máxima se encuentran en un área solamente de cada macizo: Alturas de Moa en Sagua-Baracoa y Sierra del Turquino en la Sierra Maestra (Fig. 2). Este valor máximo potencial de riqueza total de especies presente en un kilómetro cuadrado es bastante cercano al número real de especies nativas conocido de cada macizo (28 especies) y evidencia que el 64.3% del total de especies modeladas puede encontrarse en una misma cuadrícula, indicando un alto nivel de concentración de la riqueza de especies.

Las riquezas observada ( $S_{obs}$ ) y estimada ( $S_{est}$ ) en las 111 cuadrículas bien muestreadas se correlacionaron con la riqueza de especies obtenida por la acumulación de los modelos predictivos, alcanzándose el mismo valor para las dos correlaciones, el cual fue alto y significativo ( $r_s = 0.91$ ,  $p = 0.0000$ ). Los errores en las predicciones tuvieron valores promedios de  $16.9\% \pm 9.1\%$  (errores de omisión =  $15.4\% \pm 9.5\%$ , errores de comisión =  $17.2\% \pm 9.0\%$ ) con un promedio de  $1.7 \pm 1.1$  especies omitidas por cuadrícula y de  $1.7 \pm 0.8$  especies incluidas erróneamente en estas cuadrículas. El análisis detallado de cada macizo montañoso por separado se presenta a continuación.

Sagua-Baracoa: No se encontraron registros reales de especies en celdas donde la riqueza de especies calculada tuvo valor 0. Sin embargo, en 10 cuadrículas bien muestreadas (20% del total) se omitieron siete especies (25.0% del total) donde han sido observadas o colectadas, mientras que otras cuatro especies (14.3% del total) fueron detectadas como errores de comisión en 34 cuadrículas (68% del total). Los porcentajes de errores de omisión y de errores de comisión tuvieron valores promedios similares (omisión relativa =  $16.0\% \pm 9.7\%$ , comisión relativa =  $14.6\% \pm 7.0\%$ ) y en seis cuadrículas coincidió el número de especies predichas con el número de especies observadas (Tabla 1).

Después de aplicar nuevos puntos de corte a los modelos de las siete especies omitidas se calculó la riqueza de especies ya ajustada para este macizo y se re-analizaron los errores de omisión y comisión. Los errores de omisión disminuyeron ahora su valor promedio a  $8.5\% \pm 0.4\%$ , con solo  $1.0 \pm 0.0$  especies omitidas en cuatro de estas celdas bien muestreadas (Tabla 1), mientras que el número de celdas donde la riqueza predicha fue igual a la riqueza estimada aumentó a ocho. Como era de esperar, el promedio de los errores de comisión aumentó para la riqueza observada ( $19.8\% \pm 8.7\%$ ), pero disminuyó para la riqueza estimada ( $9.9\% \pm 6.2\%$ ), con  $2.4 \pm 1.1$  especies incluidas erróneamente por cuadrícula (Tabla 1).

La diferencia entre  $S_{obs}$  y  $S_{est}$  en las cuadrículas bien muestreadas fue de 2.4 especies, lo que significa que en estas celdas pueden detectarse aún hasta dos especies más, en promedio, que las observadas. El número de especies incluidas erróneamente por cuadrícula (promedio de errores de comisión: 2.4) coincide con ésta diferencia entre la riqueza de especies observada y la riqueza estimada, por lo que no es necesario realizar ajustes a los errores de comisión. Estas 2.4 especies que aparecen de más en las cuadrículas cuando se compara la riqueza a partir de MaxEnt con la riqueza observada pueden estar realmente presentes y no haber sido detectadas en los muestreos (debido al 25% que se permite de error entre  $S_{obs}$  y  $S_{est}$ , ver Materiales y Métodos).

La correlación calculada entre esta nueva riqueza de especies ajustada y las riquezas observadas y estimadas en estas cuadrículas bien muestreadas presentó valores altos ( $r_s = 0.80$ ,  $p = 0.0000$ ;  $r_s = 0.78$ ,  $p = 0.0000$ , respectivamente), siendo nuevamente significativos en ambos casos.

El índice de disimilitud de Simpson tuvo un valor promedio de  $0.061 \pm 0.076$ , con extremos de 0.000 (en 27 celdas) y 0.250 (en 2 celdas), en las 50 cuadrículas bien muestreadas en este macizo. El 80% de las cuadrículas tuvieron valores inferiores a 0.150 y el 4% tuvo valores superiores a 0.200 (Fig. 3), mostrando la alta similitud entre la composición específica observada y la predicha por los modelos.

Tabla 1. Número promedio ( $\pm$  Desviación estándar) de especies de anfibios erróneamente incluidas y de la proporción de errores de predicción de dos métodos de modelación en 111 cuadrículas de los macizos montañosos de Cuba Oriental. Original= riqueza de especies original, Modificada= riqueza de especies una vez aplicado el ajuste (ver texto).

		Original		Modificada	
		Número de especies	Errores de predicción	Número de especies	Errores de predicción
<b>Sagua-Baracoa</b>					
MaxEnt	Omisión	1.8 $\pm$ 1.1	16.0 $\pm$ 9.7	1.0 $\pm$ 0.0	8.5 $\pm$ 0.4
	Comisión	1.8 $\pm$ 0.8	14.6 $\pm$ 7.0	2.4 $\pm$ 1.1	19.8 $\pm$ 8.7
C. H. A.	Omisión	1.5 $\pm$ 0.6	11.9 $\pm$ 4.1	--	--
	Comisión	2.2 $\pm$ 1.1	19.2 $\pm$ 10.5	--	--
<b>Sierra Maestra</b>					
MaxEnt	Omisión	2.0 $\pm$ 1.0	18.5 $\pm$ 5.4	2.0	20.0
	Comisión	1.6 $\pm$ 0.7	19.4 $\pm$ 9.9	1.7 $\pm$ 0.8	20.7 $\pm$ 11.0
C. H. A.	Omisión	2.0 $\pm$ 1.0	17.0 $\pm$ 10.9	--	--
	Comisión	1.7 $\pm$ 0.6	22.6 $\pm$ 13.8	--	--

**Sierra Maestra:** En este macizo montañoso tampoco se encontraron registros reales de especies en celdas donde la riqueza de especies calculada tuvo valor 0. Los errores de omisión se registraron en solo tres cuadrículas (4.9% del total) donde se predijo erróneamente la ausencia de cuatro especies (14.3% del total). Los errores de omisión y comisión tuvieron valores promedio bastante parecidos (Tabla 1) y en 16 cuadrículas (26.2% del total) coincidió el número de especies predichas con el número de especies observadas.

La aplicación de nuevos puntos de corte a los modelos de las cuatro especies omitidas originalmente en este macizo no mejoró mucho los errores de omisión (Tabla 1), aunque se logró limitar estos errores a dos especies en una sola cuadrícula. Los errores de comisión aumentaron su valor promedio (Tabla 1), con  $1.7 \pm 0.8$  especies incluidas erróneamente por cuadrícula, y el número de celdas donde la riqueza predicha fue igual a la riqueza estimada aumentó a 18 (29.5% del total).

En este caso tampoco fue necesario realizar ajustes adicionales para corregir los errores de

comisión ya que el número promedio de especies predichas erróneamente fue igual al número promedio de especies no detectadas en las cuadrículas bien muestreadas (1.7, según la diferencia entre la riqueza de especies estimada y la riqueza observada).

La correlación calculada entre esta riqueza de especies ajustada y las riquezas observadas y estimadas en estas cuadrículas bien muestreadas presentaron valores altos ( $r_s = 0.81$ ,  $p = 0.0000$ ;  $r_s = 0.79$ ,  $p = 0.0000$ , respectivamente), siendo nuevamente significativos en ambos casos.

La similitud entre la composición específica observada y la predicha por los modelos en este macizo alcanzó un valor promedio de  $0.073 \pm 0.094$ , con un valor mínimo de 0.000 en 34 cuadrículas y un máximo de 0.333 en solo una cuadrícula. Los valores inferiores a 0.150 fueron los más frecuentes, encontrándose en el 74% de las celdas, mientras que los valores superiores a 0.250 solo representaron el 7% de las celdas (Fig. 3).

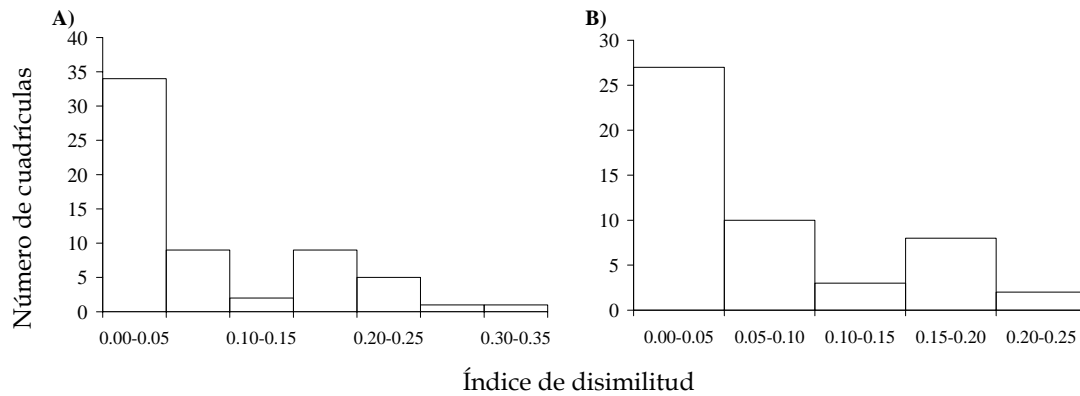


Fig. 3. Histograma de frecuencias del índice de disimilitud de Simpson calculado entre la composición de especies observadas ( $S_{obs}$ ) y la composición de especies predichas por MaxEnt en cuadrículas bien muestreadas de los macizos montañosos Sierra Maestra (A) y Sagua-Baracoa (B).

La nueva representación ya ajustada de la de riqueza potencial de especies es muy similar a la riqueza obtenida originalmente por este método, tanto en valores numéricos como en su distribución espacial en los macizos montañosos en estudio. Los valores extremos de riqueza fueron 0 y 18 especies por

cuadrícula, con una gran heterogeneidad en la distribución geográfica de esta variable a través de toda el área de estudio (Fig. 4). El promedio de especies por cuadrícula fue  $8.2 \pm 4.2$  especies, indicando una alta dispersión de los datos.

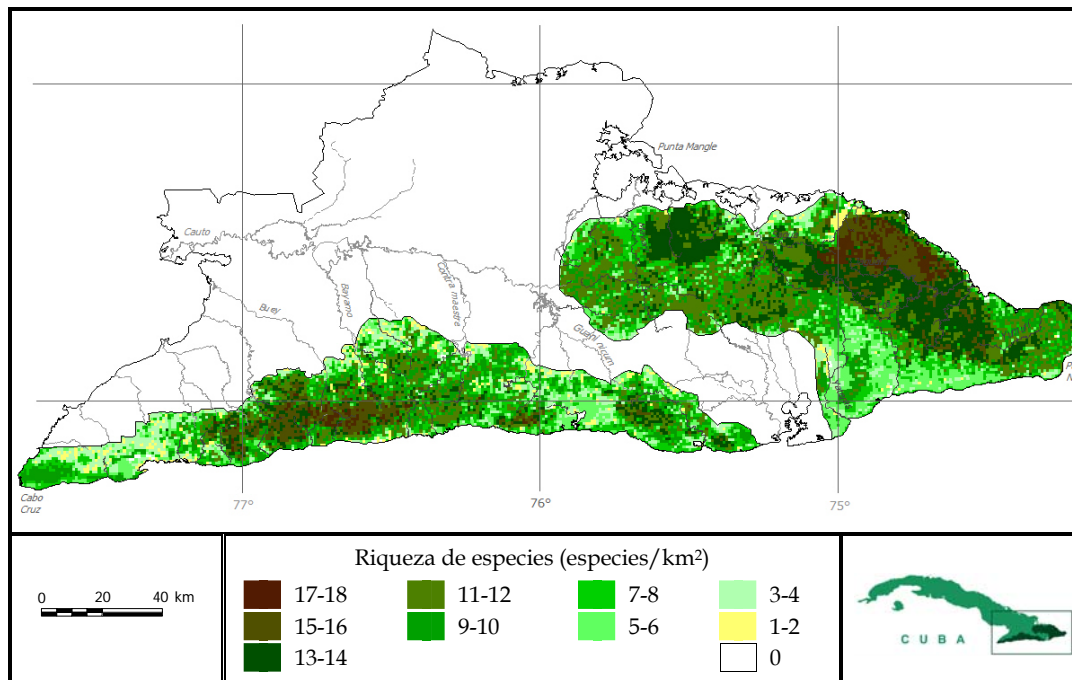


Fig. 4. Distribución de la riqueza de especies de anfibios en los macizos montañosos de Cuba Oriental obtenida a partir de la suma de los modelos generados con Entropía Máxima después de ser ajustados y modificados.

Los modelos revelan la presencia de una o más especies en 14 383 cuadrículas (99.4% de los macizos). Las 92 cuadrículas sin especies ocupan solo el 0.6% de los macizos y se presentan nuevamente dispersas y mayormente aisladas en zonas costeras y en las áreas de transición hacia las zonas llanas (no montañosas). La riqueza máxima de especies (18) se presenta en 65 km<sup>2</sup> (0.5% de los macizos). Las cuadrículas con el máximo de especies se encuentran nuevamente concentradas en la zona norte central de Sagua Baracoa y central de Sierra Maestra y también están limitadas en cada caso a un área: Sierra del Turquino y Alturas de Moa (Fig. 4).

#### **Riqueza de especies a partir de Clasificación de Hábitats Adecuados**

A partir de los modelos obtenidos mediante Clasificación de Hábitats Adecuados se calculó la riqueza de especies que presentó valores de entre 1 y 19 especies por cuadrícula, con promedio de  $9.5 \pm 4.4$  especies (desviación estándar) por km<sup>2</sup>, indicando también una alta dispersión de los datos. En el histograma de frecuencias se manifiesta una bimodalidad con valores más frecuentes de 12 y 4 especies/km<sup>2</sup> (Fig. 5). Esta configuración divide al histograma en dos grupos, uno con los valores más bajos de riqueza de especies y con una moda de 4 especies/km<sup>2</sup>, y el otro con los valores más altos y una moda de 12 especies/km<sup>2</sup>. Los valores inferiores se mantienen en los extremos del histograma, principalmente hacia el lado derecho (Fig. 5).

La distribución geográfica de la riqueza de especies muestra una concentración de los valores altos en la zona norte central de Sagua-Baracoa y central de la Sierra Maestra, mientras que los valores bajos y medios forman agrupaciones de menor extensión distribuidas a través de todo el territorio ocupado por ambos macizos (Fig. 6), coincidiendo estos resultados con los obtenidos por la metodología de MaxEnt.

La riqueza de especies obtenida a partir de los modelos C. H. A. no presenta valores de 0 en ninguna de las cuadrículas de los dos macizos montañosos. La riqueza máxima de especies para una cuadrícula de la Sierra Maestra (19) se presenta solo en 27 km<sup>2</sup> (0.2% de este macizo), mientras que en Sagua-Baracoa la riqueza máxima potencial es de 17 especies y está presente en 341 km<sup>2</sup> (2.4% de este macizo). Las cuadrículas con riqueza máxima se encuentran en un área solamente de cada macizo: Alturas de Moa en Sagua-Baracoa y Sierra del Turquino en la Sierra Maestra (Fig. 6). Este valor máximo potencial de riqueza total de especies presente en un kilómetro cuadrado es bastante cercano al número real de especies conocido de cada macizo y evidencia que entre el 60.7% y el 67.9% del total de especies modeladas pueden encontrarse en una misma cuadrícula, indicando un alto nivel de concentración de la riqueza de especies.

La correlación entre la riqueza de especies obtenida por este método y las riquezas  $S_{obs}$  y  $S_{est}$  en las 111 cuadrículas bien muestreadas mostró valores altos y significativos en ambos casos ( $r_s = 0.89$ ,  $p = 0.0000$ ;  $r_s = 0.87$ ,  $p = 0.0000$ , respectivamente). Los errores en las predicciones tuvieron valores promedios de  $20.4\% \pm 12.2\%$  (errores de omisión =  $14.7\% \pm 8.5\%$ , errores de comisión =  $21.1\% \pm 12.5\%$ ) con un promedio de  $1.8 \pm 0.8$  especies omitidas por cuadrícula y de  $1.9 \pm 0.9$  especies incluidas erróneamente en estas cuadrículas. A continuación se realiza el análisis de cada macizo montañoso por separado.

**Sagua-Baracoa:** En las 50 cuadrículas bien muestreadas de este macizo se obtuvo una tasa de omisión relativa de  $11.9\% \pm 4.1\%$  con un promedio de  $1.5 \pm 0.6$  especies omitidas por cuadrícula, mientras que los errores de comisión alcanzaron  $19.2\% \pm 10.5\%$  y las predicciones aumentaron  $2.2 \pm 1.1$  especies por cuadrícula, como promedio (Tabla 1). En 10 cuadrículas coincidió el número de especies predichas por esta metodología con el número de especies observadas.

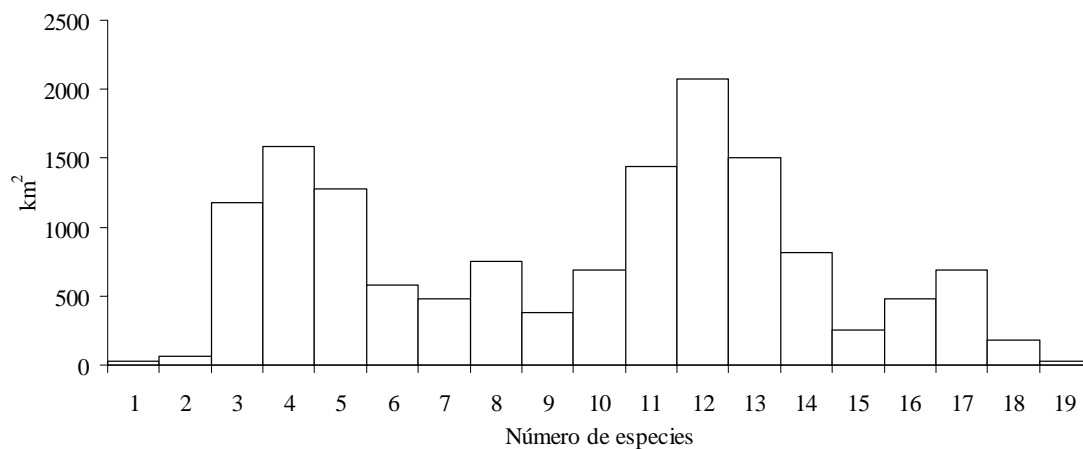


Fig. 5. Histograma de frecuencias del número potencial de especies de anfibios por cuadrícula calculado a partir de los modelos generados con C. H. A. en los macizos montañosos Sierra Maestra y Sagua-Baracoa.

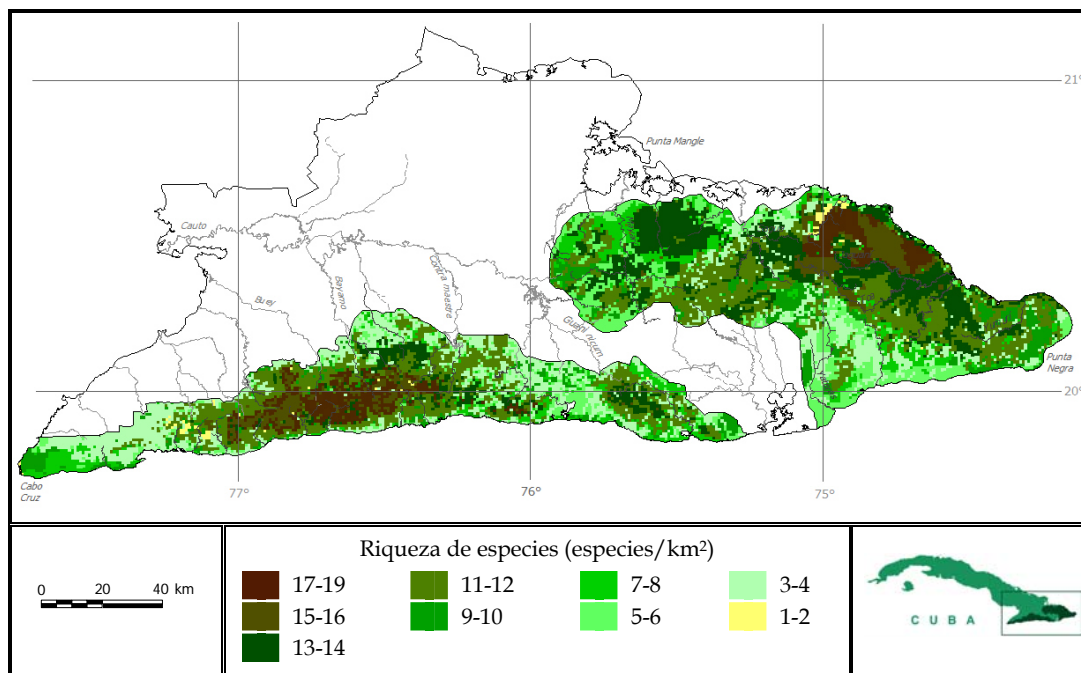


Fig. 6. Distribución de la riqueza de especies de anfibios obtenida a partir de la suma de los modelos generados con Clasificación de Hábitats Adecuados en los macizos montañosos de Cuba Oriental.

En este caso también el número promedio de especies erróneamente predichas (2.2) fue similar e inferior al número promedio de especies no detectadas en las cuadrículas bien muestreadas (2.4) según la diferencia entre la riqueza de especies estimada y la riqueza

observada. Estas 2.2 especies que aparecen de más en las cuadrículas cuando se compara la riqueza a partir de C. H. A. con la riqueza de especies observada, entra dentro del 25% de diferencia que existe entre ésta última y la riqueza obtenida por los estimadores.



La correlación entre la riqueza de especies calculada a partir de los modelos de C. H. A. y las riquezas  $S_{obs}$  y  $S_{est}$  en estas cuadrículas bien muestreadas presentaron valores altos y significativos en ambos casos ( $r_s = 0.73$ ,  $p = 0.0000$ ;  $r_s = 0.64$ ,  $p = 0.0000$ , respectivamente).

La similitud entre la composición específica observada y la predicha por los modelos tuvo un valor promedio de  $0.043 \pm 0.061$  y valores extremos de 0.000 (en 31 cuadrículas) y 0.182 (en solo tres celdas). En el 84% de las cuadrículas el índice de disimilitud fue inferior a 0.10 (Fig. 7).

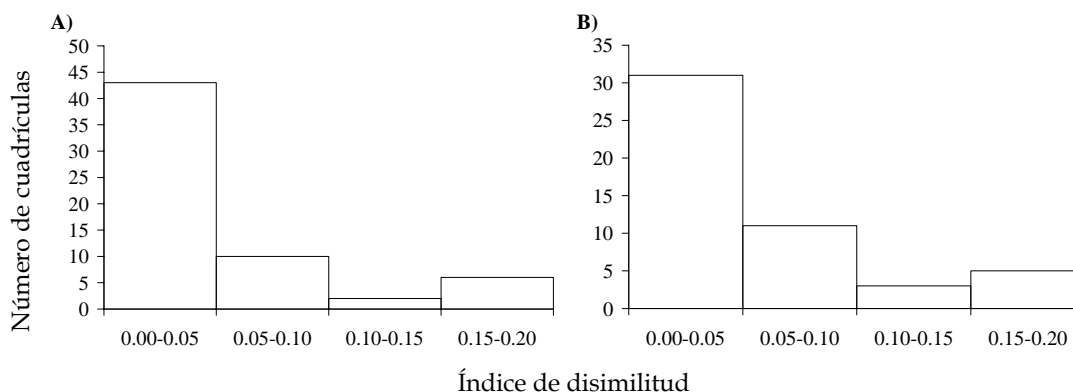


Fig. 7. Histograma de frecuencias del índice de disimilitud de Simpson calculado entre la composición de especies observadas ( $S_{obs}$ ) y la composición de especies predichas por C. H. A. en cuadrículas bien muestreadas de los macizos montañosos Sierra Maestra (A) y Sagua-Baracoa (B).

**Sierra-Maestra:** Los errores de omisión se registraron en 10 cuadrículas (16.4% del total) donde se predijo erróneamente la ausencia de cinco especies (17.9% del total). La tasa de errores de comisión fue superior a la de errores de omisión, pero el número promedio de especies erróneamente incluidas fue ligeramente inferior al número de especies excluidas (Tabla 1). En 12 cuadrículas (19.7% del total) coincidió el número de especies predichas con el número de especies observadas.

En este caso también el número promedio de especies erróneamente predichas (1.7) fue similar al número promedio de especies no detectadas en las cuadrículas bien muestreadas (1.7) según la diferencia entre la riqueza de especies estimada y la riqueza observada. Estas especies que aparecen de más en las cuadrículas cuando se compara la riqueza a partir de C. H. A. con la riqueza observada, puede entrar dentro del 25% de diferencia que existe entre esta última y la riqueza estimada por los estimadores de riqueza.

La correlación entre la riqueza de especies calculada a partir de los modelos de C. H. A. y las riquezas  $S_{obs}$  y  $S_{est}$  en estas cuadrículas bien muestreadas presentó el mismo valor, alto y significativo, en ambos casos ( $r_s = 0.94$ ,  $p = 0.0000$ ).

El promedio del índice de disimilitud de Simpson fue  $0.037 \pm 0.063$ , el valor mínimo fue 0.000 (presente en 43 cuadrículas) y el máximo fue de 0.200 (en solo tres celdas). Los valores inferiores a 0.10 fueron los más frecuentes, encontrándose en el 86.9% de las cuadrículas

### Riqueza de especies a partir de la superposición de los dos modelos

La nueva riqueza ajustada obtenida a partir de MaxEnt fue superpuesta con la riqueza obtenida por C. H. A. para detectar los puntos de coincidencia y con ello generar un nuevo mapa de riqueza de especies, ahora producto de dos métodos de modelación diferentes. Los resultados obtenidos se explican a continuación, realizando análisis separados para la riqueza total de especies, la riqueza de

especies endémicas y endémicas regionales/locales, así como la riqueza de especies amenazadas.

#### Riqueza total de especies

Los valores de riqueza potencial de especies estuvieron entre 0 y 17 especies por cuadrícula, con una gran heterogeneidad en la distribución geográfica de esta variable a través de toda el

área de estudio. El promedio de especies por cuadrícula fue  $8.2 \pm 4.2$  especies (desviación estándar), indicando una alta dispersión de los datos. El histograma de frecuencias se caracteriza por la presencia de valores más frecuentes en 3 especies/km<sup>2</sup> y en 11 especies/km<sup>2</sup>, separando los valores bajos en los extremos de los valores medios del centro (Fig. 8).

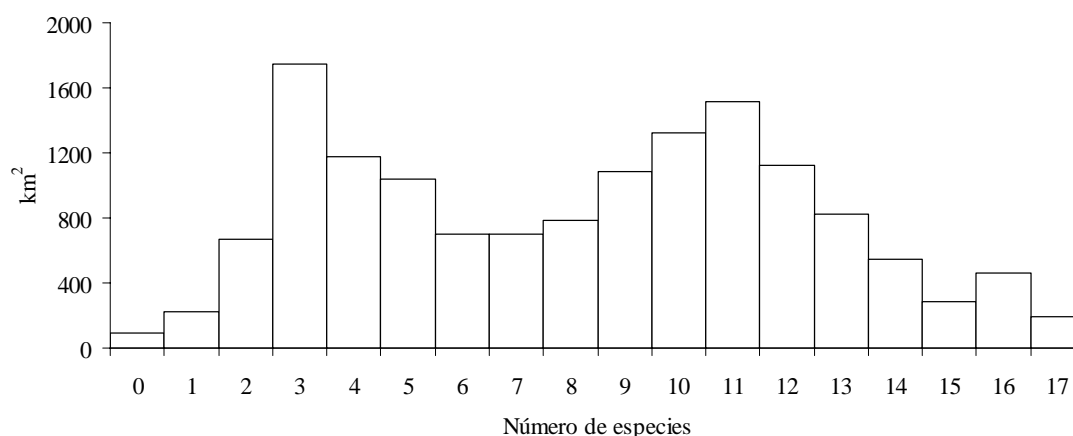


Fig. 8. Histograma de frecuencias del número potencial de especies de anfibios por cuadrícula en los macizos montañosos Sagua-Baracoa y Sierra Maestra.

Los modelos revelan la presencia de una o más especies en 14 383 cuadrículas (99.4% de los macizos). Las 92 cuadrículas sin especies ocupan solo el 0.6% de los macizos y se presentan principalmente en zonas costeras y en las áreas de transición hacia las zonas llanas (no montañosas). Estas cuadrículas se encuentran dispersas y mayormente aisladas en ocho áreas geográficas (Fig. 9), en Sierra Maestra ocupan la Sierra del Turquino (20 km, el 0.5% del área), Carso de Baire (4 km, el 0.7% del área), Alturas de Santa María de Loreto (1 km, el 0.5% del área) y Llanura costera de Pílon (3 km, el 4.0% del área). En Sagua Baracoa se encuentran en Gran Meseta de Guantánamo (3 km, el 0.2% del área), Terrazas Costeras de Guantánamo-Cajobabo (5 km, el 1.4% del área), Gran Meseta Cársica de Baracoa (1 km, el 0.2% del área) y Llanura costera de Yaguaneque-Baracoa (23 km, el 8.7% del área).

La riqueza máxima de especies para una cuadrícula (17) se presenta solo en 195 km<sup>2</sup> (1.3% de los macizos), concentradas en la zona norte central de Sagua Baracoa y central de Sierra Maestra, limitadas en cada caso a un área: Sierra del Turquino y Alturas de Moa (Fig. 9). Estas cuadrículas con riqueza máxima de especies coincidieron con las de riqueza máxima de endémicas, de endémicas regionales/locales y las de riqueza máxima de amenazadas. Este valor máximo potencial de riqueza total de especies presente en un kilómetro cuadrado es bastante cercano al número real de especies conocido de cada macizo y evidencia que el 60.7% del total de especies modeladas pueden encontrarse en una misma cuadrícula, indicando un alto nivel de concentración de la riqueza de especies.

Algunos autores han usado el promedio de la riqueza total de especies como criterio límite a partir del cual consideran un área de

importancia para el grupo taxonómico tratado o para la conservación de la biodiversidad. En el área de estudio, el promedio de riqueza total de especies fue de 7.1 especies/km<sup>2</sup> para Sierra Maestra y 8.9 especies/km<sup>2</sup> para Sagua-Baracoa. El 56.9% de los dos macizos montañosos (8 243 cuadrículas) tuvo un valor de riqueza total de especies superior al promedio, con una amplia distribución geográfica en el área de estudio (Fig. 9), incluyendo casi todas las áreas geográficas excepto Cuenca Tectónica Antropizada de Santiago de Cuba en Sierra Maestra y Terrazas Costeras de Guantánamo-Cajobabo en Sagua Baracoa, aunque en Sierra Maestra la Llanura Costera de Pílon solo tiene cuatro cuadrículas con valores mayor que el promedio (5.4% del área) y una (0.6% del área).

Con el objetivo de enfatizar las diferencias geográficas en la distribución de la riqueza de especies, se dividieron sus valores en cuatro grupos (Tabla 2), y se representó la distribución en el mapa de los macizos montañosos (Fig. 10). La mayor cobertura superficial es la del grupo de 10-14 especies/km<sup>2</sup>, representando más de un tercio de la superficie de los macizos, mientras que las cuadrículas con 15-17 especies/km<sup>2</sup> son las de menor extensión en el área (Tabla 2).

La distribución de los valores anteriores muestra que las cuadrículas con los valores más bajos están presentes a lo largo de todo el territorio, ocupando casi un tercio de la superficie de los macizos montañosos. Las zonas de mayor concentración de estas cuadrículas (Fig. 10) están en las áreas Cuestas y terrazas de Cabo Cruz, Sierra de Boniato, Carso de Baire, Terrazas costeras del sur de la Sierra Maestra, Cuenca tectónica urbanizada de Santiago de Cuba, Mesas costeras aterrazadas de Guantánamo-Cajobabo, así como al norte de la Sierra de Nipe y Alturas de Sagua de Tánamo, y en la mitad sur de la Gran Meseta de Guantánamo (ver capítulo 2 para la localización de las áreas geográficas). En todas estas zonas el grupo representa una parte significativa de la superficie del área geográfica e incluso alcanza valores de hasta el 50% y más, como en el caso de la Cuenca tectónica

urbanizada de Santiago de Cuba y las Mesas costeras aterrazadas de Guantánamo-Cajobabo.

El segundo grupo de cuadrículas, formado por aquellas que poseen entre 5 y 9 especies/km<sup>2</sup>, tiene una extensión similar a la del primer grupo (Fig. 10, Tabla 2). Se concentra mayormente en las áreas Cuestas y terrazas de Cabo Cruz, Cuenca tectónica urbanizada de Santiago de Cuba, Terrazas costeras del sur de la Sierra Maestra, Alturas de Santa María de Loreto, Sierra de Nipe, Mesas costeras aterrazadas de Guantánamo-Cajobabo y en la zona sur de la Gran meseta de Guantánamo (en particular en la Sierra del Maquey y de Mariana). La distribución del grupo se divide en dos grandes patrones, uno formado por núcleos de concentración de cuadrículas – mayormente en las zonas mencionadas– y el otro por cuadrículas dispersas por todo el territorio –esto último muy bien representado en la Sierra del Turquino (Fig. 10).

El grupo de 10 a 14 especies/km<sup>2</sup>, el de mayor distribución en los macizos (Fig. 10, Tabla 2), se encuentra disperso por todo el área de estudio, aunque se concentra mayormente en la Sierra del Turquino, Carso de Baire, Sierra de la Gran Piedra, Alturas de Segundo Frente, Alturas y Sierras de Sagua de Tánamo, Cuchillas y mesas de Baracoa-Imias, norte de la Gran meseta de Guantánamo y la porción sur de la Sierra de Nipe. En este grupo se encuentran todas las cuadrículas con elevaciones por encima de los 1 300 m de altitud y entre este grupo y el siguiente incluyen también todas las elevaciones con valores superiores a los 1 800 m de altitud de Cuba.

**Tabla 2. Extensión del área (km<sup>2</sup>) y porcentaje con respecto al total de cuatro grupos de riqueza de especies de anfibios en los macizos montañosos de Cuba Oriental.**

Número de especies	Km <sup>2</sup>	%
0-4	3908	27.0
5-9	4297	29.7
10-14	5332	36.8
15-17	938	6.5

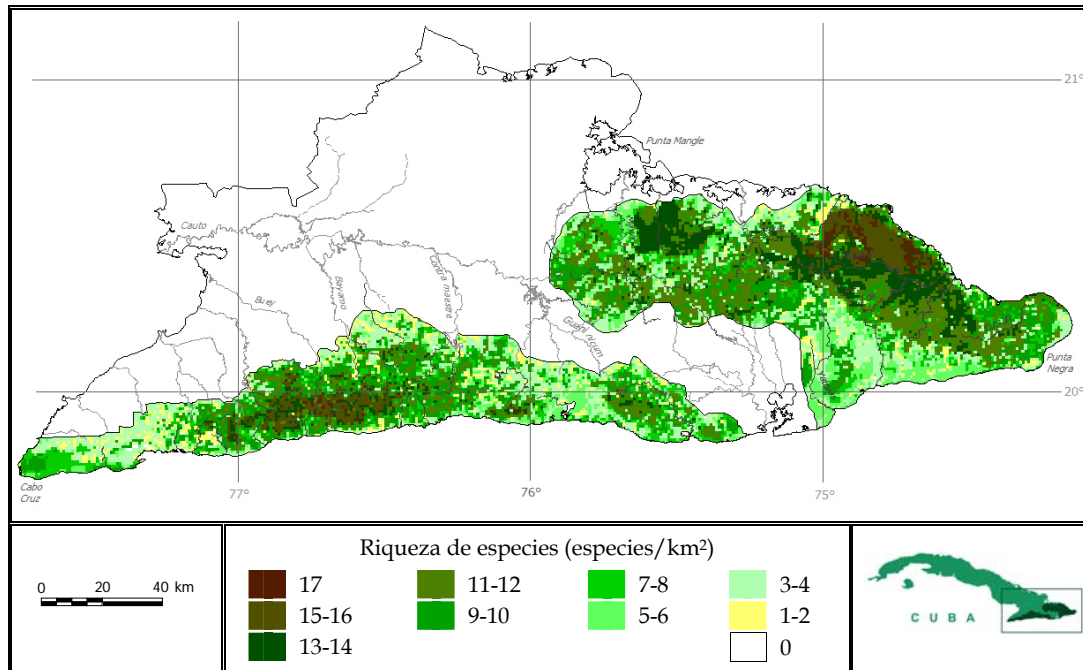


Fig. 9. Distribución de la riqueza de especies de anfibios en los macizos montañosos de Cuba Oriental obtenida a partir de la superposición de los modelos generados con Entropía Máxima y Clasificación de Hábitats Adecuados.

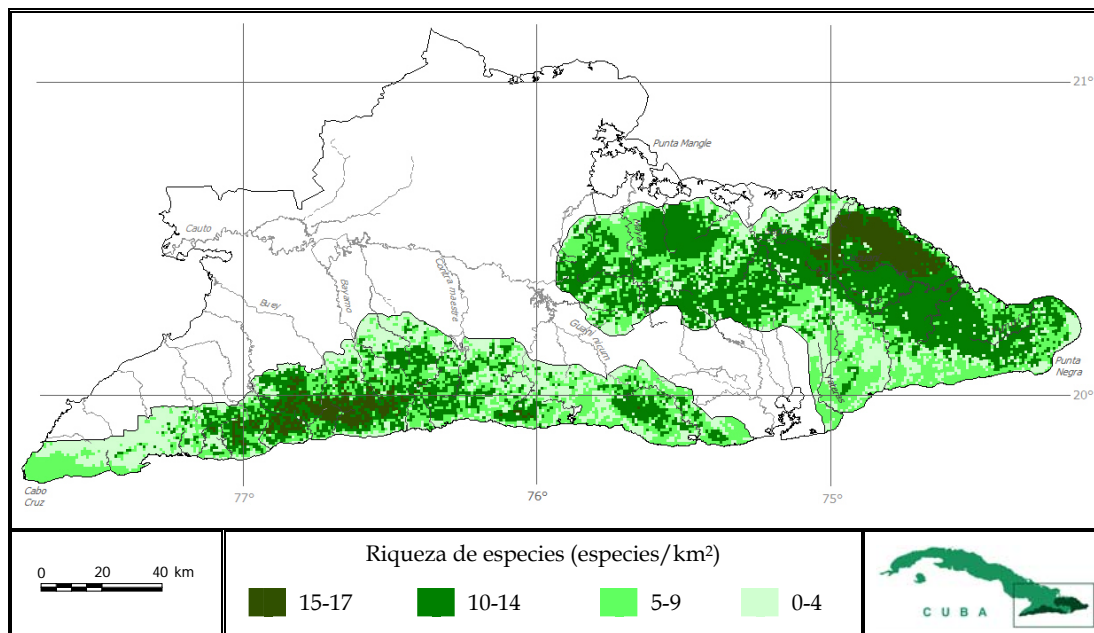


Fig. 10. Distribución de cuatro grupos de riqueza total de especies de anfibios en los macizos montañosos de Cuba Oriental. Para más datos ver la Tabla 2.

El grupo restante es el de menor extensión superficial en los macizos con solo el 6.5% del territorio, pero es a su vez el que agrupa los valores mayores de riqueza potencial de especies (Fig. 10, Tabla 2). Este grupo se encuentra concentrado en cinco áreas: Sierra del Turquino, Sierra del Cristal, Alturas de Moa, Cuchillas del Toa y Cuchillas y mesas de Baracoa-Imías, aunque hay cuadrículas aisladas en Carso de Baire, Sierra de la Gran Piedra, Sierra de Nipe, Alturas del Segundo Frente, Alturas y Sierras de Sagua de Tánamo, Gran meseta de Guantánamo, Gran Meseta Cársica de Baracoa, y Llanura costera Yaguaneque-Baracoa. Su núcleo fundamental aparece en la Sierra del Turquino (ocupando una franja casi continua desde la Loma del Jigüe hasta el río Guamá) y en las Cuchillas del Toa y Alturas de Moa, ocupando casi toda la superficie de estas

áreas. Este núcleo se extiende hasta el entorno de las Alturas de Yateras (Fig. 10).

#### Riqueza de especies endémicas

Para las especies endémicas, los valores de riqueza potencial estuvieron entre 0 y 16 especies por cuadrícula (Fig. 11), con promedio de  $7.0 \pm 4.1$  especies (desviación estándar) por  $\text{km}^2$ , indicando también una alta dispersión de los datos. El valor más frecuente fue de 2 especies endémicas/ $\text{km}^2$ , manteniéndose el resto de los valores con una frecuencia media, excepto los extremos, donde se presentan las frecuencias de aparición más bajas y las cuadrículas con 6 especies/ $\text{km}^2$ , también con bajos valores de frecuencia de aparición (Fig. 11).

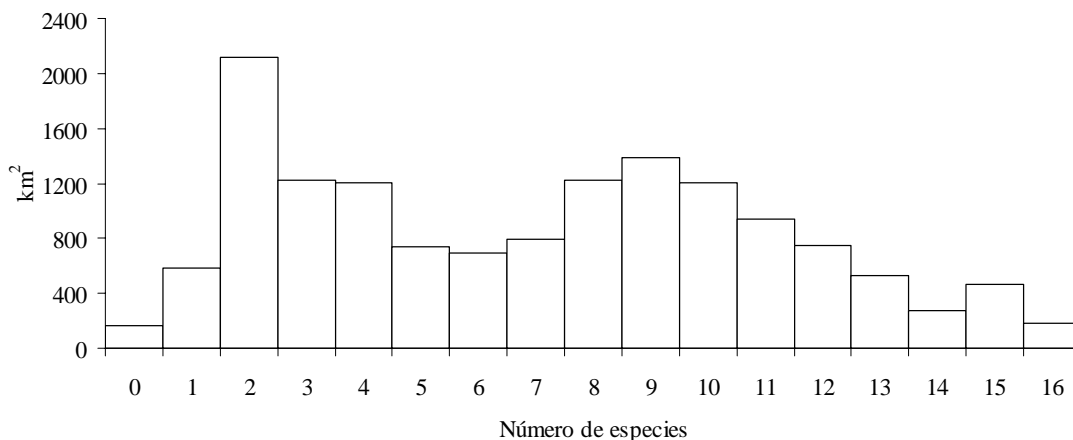


Fig. 11. Histograma de frecuencias del número potencial de especies endémicas de anfibios por cuadrícula en los macizos montañosos Sagua-Baracoa y Sierra Maestra.

En 165 cuadrículas (1.1% de los macizos) se predice la inexistencia de especies endémicas, las que se presentan principalmente en zonas costeras y en áreas de transición hacia las zonas llanas (no montañosas). Estas cuadrículas se encuentran dispersas y mayormente aisladas en 16 áreas geográficas (Fig. 12). La máxima riqueza de especies endémicas está presente en 180  $\text{km}^2$  que representan el 1.2% de estas montañas, las que están localizadas en la zona central de Sierra Maestra y norte central de Sagua-Baracoa, limitadas en cada caso a un

área: Sierra del Turquino y Alturas de Moa (Fig. 12). Estas cuadrículas con riqueza máxima de especies endémicas tienen también los valores máximos de riqueza de endémicas regionales/locales y de amenazadas. Estos resultados confirman que en estos macizos montañosos existen cuadrículas sin especies endémicas, pero también indican la alta concentración de esta categoría al encontrarse hasta 16 especies endémicas en un kilómetro cuadrado, lo que representa el 61.5% del total de endemismos presentes en estos macizos.

La división de la riqueza potencial de especies endémicas en cuatro grupos aportó resultados similares a los obtenidos con la riqueza total de especies (Tabla 3, Fig. 13). La mayor extensión

la ocuparon los grupos de 0-4 especies y 5-9 especies/km<sup>2</sup>, y las cuadrículas con 15-16 especies/km<sup>2</sup> fueron las de menor extensión en el área (Tabla 3).

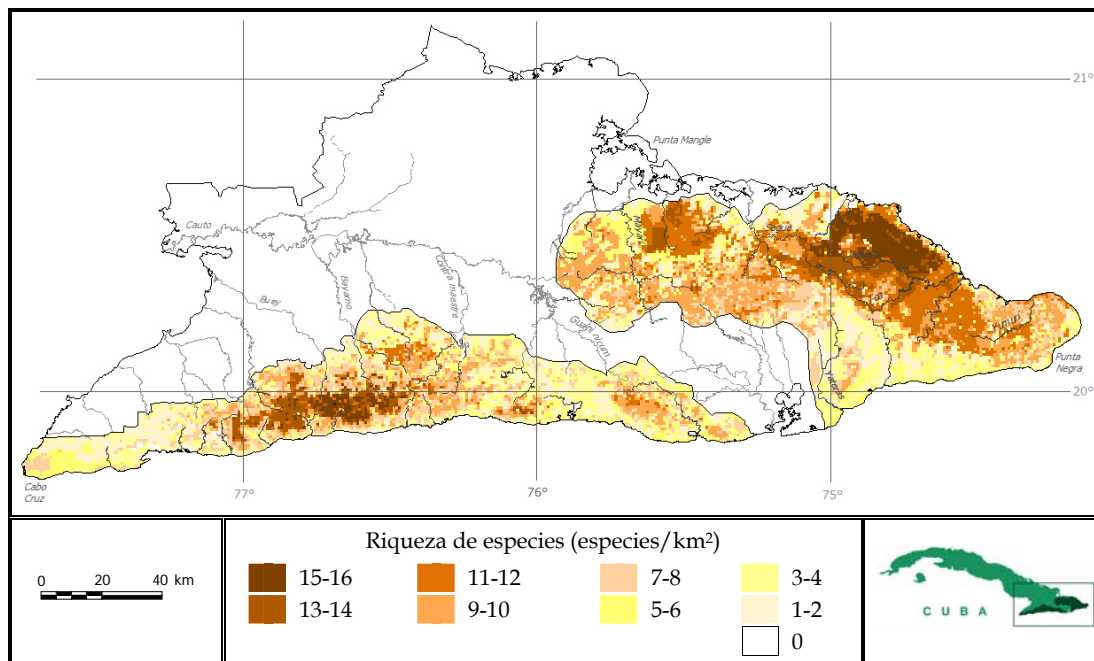


Fig. 12. Distribución de la riqueza de especies endémicas de anfibios en los macizos montañosos de Cuba Oriental obtenida a partir de la superposición de los modelos generados con Entropía Máxima y Clasificación de Hábitats Adecuados.

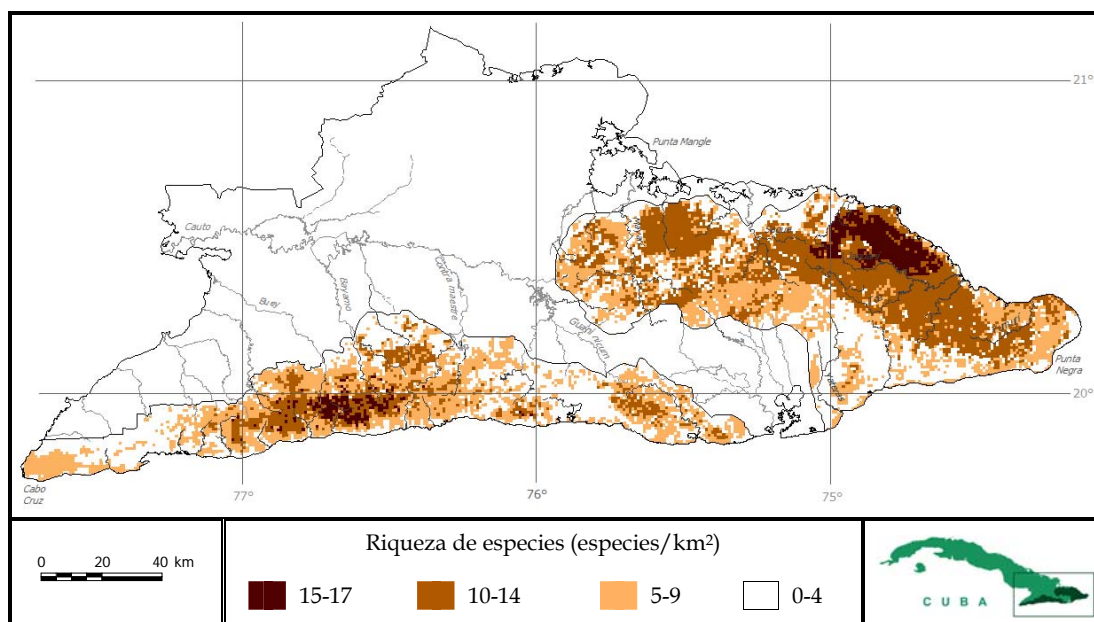


Fig. 13. Distribución de cuatro grupos de riqueza de especies endémicas de anfibios en los macizos montañosos de Cuba Oriental. Para más datos ver la Tabla 3.

**Tabla 3. Extensión del área (km<sup>2</sup>) y porcentaje con respecto al total de cuatro grupos de riqueza de especies endémicas en los macizos montañosos de Cuba Oriental.**

Número de especies	Km <sup>2</sup>	%
0-4	5294	36.6
5-9	4837	33.4
10-14	3699	25.6
15-16	645	4.5

El gran parecido de los resultados en la modelación de la riqueza total de especies y de la riqueza de especies endémicas se deben a que de las 40 especies modeladas, solo dos no son endémicas, por lo que la correlación entre la distribución de los valores absolutos de riqueza potencial de especies y de riqueza potencial de especies endémicas fue alta y significativa ( $r_s = 0.98$ ,  $p=0.00001$ ). Esto condiciona que el mapa de distribución de riqueza potencial de especies endémicas sea muy parecido al de riqueza potencial de especies de anfibios y todos los análisis realizados anteriormente para la riqueza total (Fig. 10) pueden aplicarse a las riqueza de especies endémicas (Fig. 13).

Las diferencias con respecto al mapa de distribución potencial de la riqueza total de especies de anfibios está en una reducción de la extensión de los dos grupos superiores y el consecuente aumento de los grupos inferiores, siendo más notable en el grupo de más de 15 especies, el que queda ahora limitado a solo el 4.5% del territorio de los dos macizos (Tabla 3). Esto se observa en la distribución superficial de la riqueza de especies endémicas, pero especialmente en el macizo montañoso Sagua-Baracoa, donde la reducción del área ocupada por el grupo superior es más marcada (Fig. 13). En este caso las cuadrículas con 15-16 especies endémicas se reducen en las áreas Alturas de Moa y Cuchillas del Toa, ocupando solo las altiplanicies del Toldo y Monte Iberia y un área menor en la cuenca del río Jaguaní (Fig. 13).

#### Riqueza de especies endémicas regionales y locales

Para las especies endémicas regionales y locales, los valores de riqueza potencial tuvieron extremos de 0 y 11 especies por cuadrícula (Fig. 14), con promedio de  $3.1 \pm 2.8$  especies (desviación estándar) por km<sup>2</sup>, indicando también una alta dispersión de los datos. El valor más frecuente fue de 0 especies endémicas regionales/km<sup>2</sup>, manteniendo una disminución progresiva en la frecuencia hasta encontrar los valores más bajos en el número máximo de especies (Fig. 14). Es también notable que las cuadrículas con 2 especies/km<sup>2</sup> tuvieran bajas frecuencias de aparición.

Los modelos predicen la presencia de una o más especies endémicas regionales y locales en 11 279 cuadrículas (77.9% de los macizos). Las 3 196 cuadrículas sin endémicas regionales/locales ocupan el 22.1% de los macizos y se presentan principalmente en zonas costeras y en las áreas de menor altitud (hacia los límites de los macizos). Las mayores concentraciones de estas cuadrículas están en ocho áreas geográficas (Fig. 15). La riqueza máxima de especies endémicas regionales y locales para una cuadrícula (11) se presenta solo en 69 km<sup>2</sup> (0.5% de los macizos), concentradas todas en la zona central de la Sierra del Turquino, Sierra Maestra (Fig. 15). Estas cuadrículas con riqueza máxima de especies endémicas regionales y locales coincidieron con las de riqueza máxima de especies endémicas. El valor máximo de riqueza de especies endémicas regionales/locales presentes en un kilómetro cuadrado representa el 57.8% del total de especies con esta categoría y, aunque menor que la proporción en las categorías anteriores (riqueza total y riqueza de endémicas), también evidencia un alto nivel de concentración.

De los cuatro grupos en que se dividió la riqueza potencial de especies endémicas regionales y locales, el primero (0-2 especies/km<sup>2</sup>) ocupa casi la mitad de la superficie de los macizos, mientras que el grupo de 9-11 especies/km<sup>2</sup> es el de menor extensión superficial y se encuentra en el 8% del territorio (Tabla 4, Fig. 16).

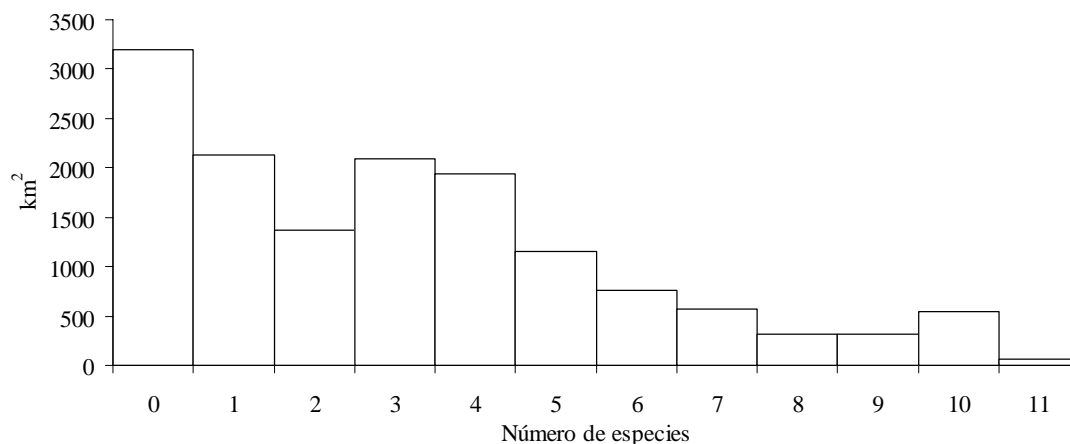


Fig. 14. Histograma de frecuencias del número potencial de especies endémicas regionales y locales de anfibios por cuadrícula en los macizos montañosos Sagua-Baracoa y Sierra Maestra.

De las 40 especies modeladas, 31 son endémicas regionales o locales, por lo que hay una gran similitud entre la distribución de los valores de riqueza potencial de especies y de riqueza potencial de endémicas regionales, siendo el valor del índice de correlación alto y significativo ( $r_s = 0.95$ ,  $p=0.0000$ ). Al mismo tiempo, solo siete de las 38 especies endémicas no son endémicas regionales o locales, lo que genera también una gran similitud entre la distribución de los valores absolutos de estas categorías, reflejado en el índice de correlación, que fue significativo y con valores mayores que en el caso anterior ( $r_s = 0.97$ ,  $p=0.0000$ ).

El mapa de distribución de los cuatro grupos de riqueza potencial de especies endémicas regionales y locales coincide en sentido general con los mapas de riqueza total de especies y de especies endémicas. Las mayores diferencias con los mapas de distribución potencial de riqueza total de especies y de especies endémicas se encuentran en los dos grupos de mayor riqueza, que tienen una menor extensión superficial (Tabla 4, Fig. 16). Los valores máximos de riqueza de especies endémicas regionales y locales solo se

encuentran en la Sierra Maestra, estando ausentes del macizo Sagua-Baracoa. El grupo de 9-11 de estas especies/km² muestra una reducción notable con respecto a los grupos superiores de riqueza total de especies y de especies endémicas (Fig. 10 y Fig. 13). Las cuadrículas con 9-11 especies endémicas regionales y locales se reducen en las áreas Alturas de Moa y Cuchillas del Toa, ocupando solo las altiplanicies del Toldo y Monte Iberia (Fig. 16).

Tabla 4. Extensión del área (km²) y porcentaje con respecto al total de cuatro grupos de riqueza de especies endémicas regionales y locales de anfibios en los macizos montañosos de Cuba Oriental.

Número de especies	Km²	%
0-2	6541	45.2
3-5	4623	31.9
6-8	2158	14.9
9-11	1153	8.0



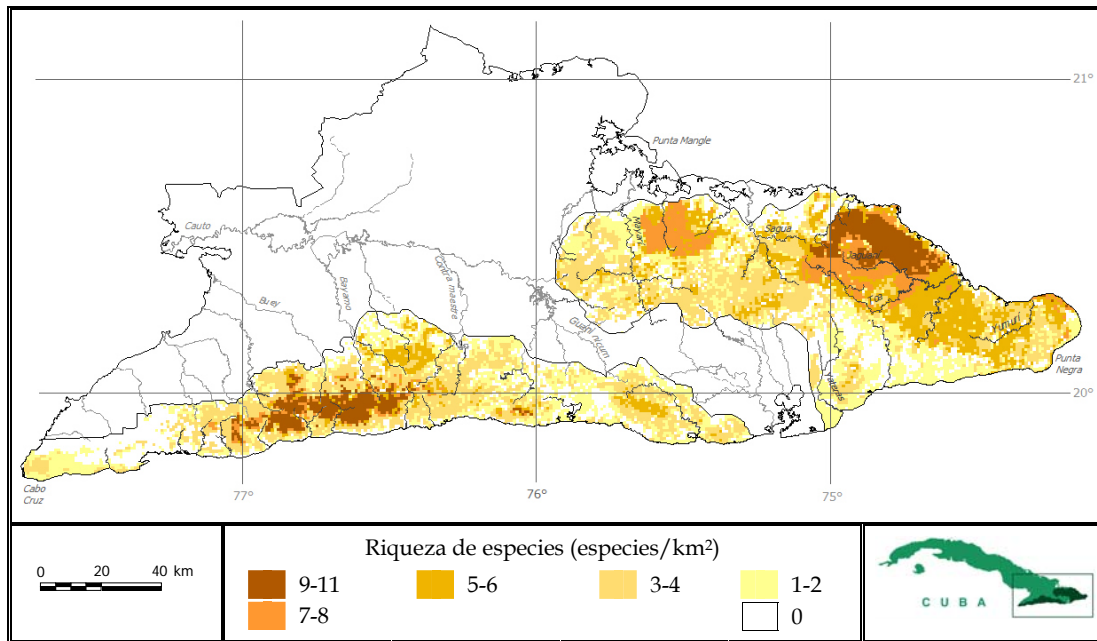


Fig. 15. Distribución de la riqueza de especies endémicas regionales y locales en los macizos montañosos de Cuba Oriental obtenida a partir de la superposición de los modelos generados con Entropía Máxima y Clasificación de Hábitats Adecuados.

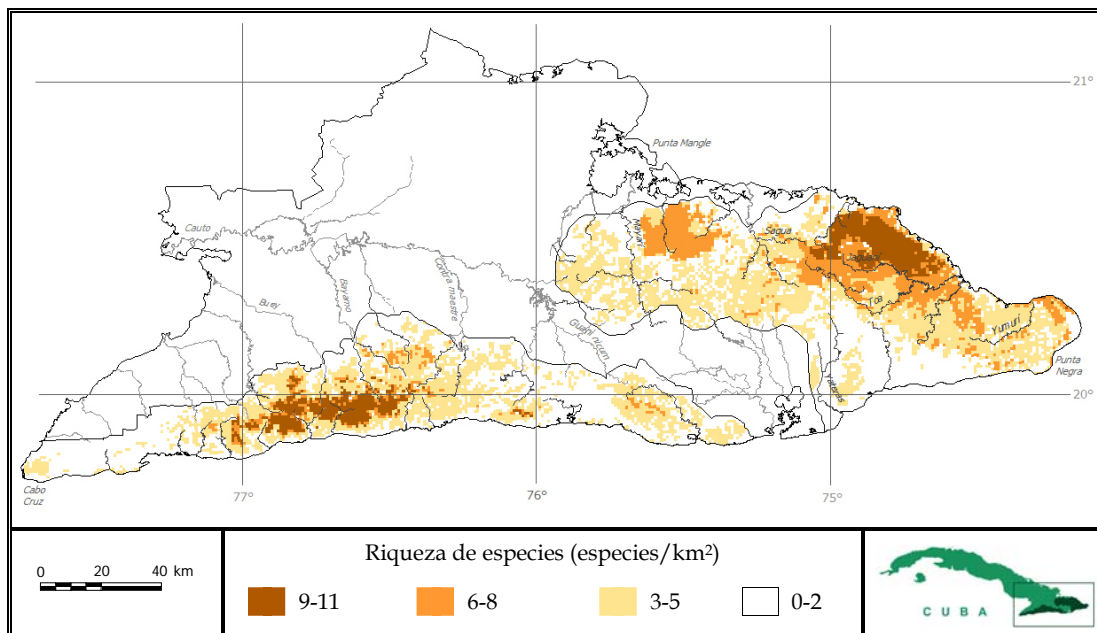


Fig. 16. Distribución de cuatro grupos de la riqueza de especies endémicas regionales y locales en los macizos montañosos de Cuba Oriental. Para más datos ver la Tabla 4.

#### Riqueza de especies amenazadas

Los valores de riqueza potencial de especies amenazadas por cuadrícula fueron más bajos que para la riqueza total y la riqueza de

endémicos, siendo similares a los de la riqueza de especies endémicas regionales/locales: entre 0 y 11 especies, con promedio de  $3.4 \pm 3.0$  especies (desviación estándar) por  $\text{km}^2$ ,

indicando la alta dispersión de los datos. En este caso, el valor más frecuente fue el de la menor riqueza de especies amenazadas (Fig. 17), presentándose una disminución progresiva en la frecuencia de aparición a partir de este

valor hasta encontrar los valores más bajos en el número máximo de especies amenazadas. Es también notable que las cuadrículas con 2 y 3 especies/km<sup>2</sup> tuvieran bajas frecuencias de aparición (Fig. 17).

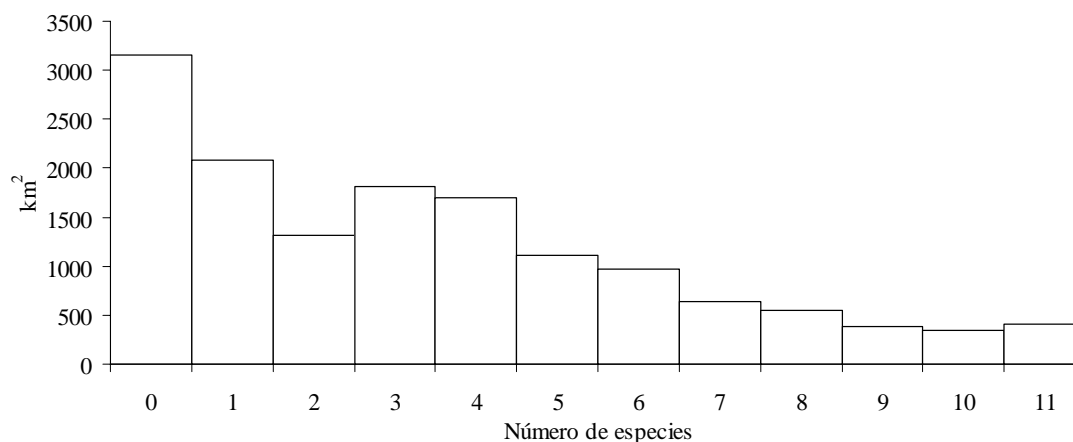


Fig. 17. Histograma de frecuencias del número potencial de especies amenazadas de anfibios por cuadrícula en los macizos montañosos Sagua-Baracoa y Sierra Maestra.

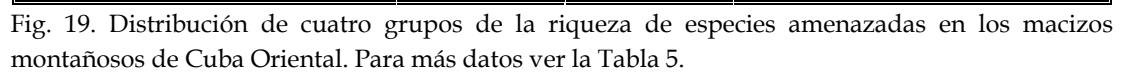
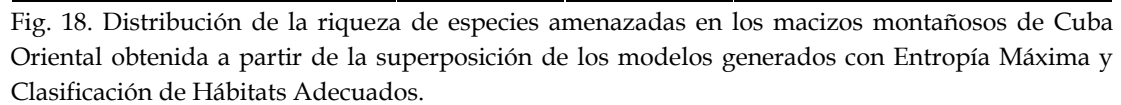
Al igual que para la riqueza total, la riqueza de endémicos y la riqueza de endémicos regionales y locales, en este caso también existen cuadrículas en las que no se encuentran especies amenazadas, las que ascienden a 3150 celdas que ocupan el 21.8% de los macizos y se presentan principalmente hacia las zonas más llanas. Estas cuadrículas se encuentran dispersas y mayormente aisladas en todas las áreas geográficas (Fig. 18). Igualmente, la riqueza máxima de especies amenazadas para una cuadrícula (11) se presenta solo en 415 km<sup>2</sup> (2.9% de los macizos), concentradas en la zona norte central de Sagua Baracoa y central de Sierra Maestra, limitadas en cada caso a un área: Sierra del Turquino y Alturas de Moa (Fig. 18). Estas cuadrículas con riqueza máxima de especies amenazadas coincidieron con las de riqueza máxima total, la máxima de endémicos y las de riqueza máxima de endémicos regionales/locales. El valor máximo potencial de riqueza de especies amenazadas presentes en un kilómetro cuadrado representa el 57.8% del total de especies con esta categoría y, aunque menor que la proporción en categorías

anteriores (riqueza total y riqueza de endémicas), también evidencia un alto nivel de concentración de la riqueza.

De los cuatro grupos en que se dividió la riqueza potencial de especies amenazadas, el primero (0-2 especies/km<sup>2</sup>) ocupa casi la mitad de la superficie de los macizos, mientras que el grupo de 9-12 especies/km<sup>2</sup> es el de menor extensión superficial, encontrándose en solo 930 km<sup>2</sup> (Tabla 5, Fig. 19).

Tabla 5. Extensión del área (km<sup>2</sup>) y porcentaje con respecto al total de cuatro grupos de riqueza potencial de especies amenazadas de anfibios en los macizos montañosos de Cuba Oriental.

Número de especies	Km <sup>2</sup>	%
0-2	6693	46.2
3-5	5198	35.9
6-8	1654	11.4
9-11	930	6.4



De las 40 especies modeladas, 31 están consideradas como amenazadas, por lo que hay una gran similitud entre la distribución de los valores absolutos de riqueza potencial de especies y de riqueza potencial de especies amenazadas, siendo el valor del índice de correlación alto y significativo ( $r_s = 0.95$ ,  $p=0.0000$ ). Estas 31 especies son también endémicas y 29 de ellas coinciden en ser endémicas regionales o locales, lo que genera también una gran similitud entre la distribución de los valores absolutos de estas categorías y los de riqueza potencial de especies amenazadas, reflejado en el índice de correlación, que fue significativo y con valores mayores que en el caso anterior ( $r_s = 0.97$ ,  $p=0.0000$ ,  $r_s = 0.98$ ,  $p=0.0000$ , respectivamente). El mapa de distribución de los cuatro grupos de riqueza potencial de especies amenazadas coincide en sentido general con los mapas de riqueza total de especies, de especies endémicas y de endémicas regionales/locales. Las mayores diferencias con los mapas de distribución potencial de riqueza total de especies y de especies endémicas se encuentran en los dos grupos de mayor riqueza, que tienen una menor extensión superficial (Tabla 5, Fig. 19). Por el contrario el mapa es más parecido al de la distribución de las especies endémicas regionales y locales, aunque el grupo superior aumentó ligeramente su extensión encontrándose también en la Sierra del Cristal (Fig. 19), a diferencia de las especies endémicas regionales y locales donde el grupo superior de riqueza se concentra en las Alturas de Moa solamente (Fig. 16).

#### **Influencia de las variables ambientales**

Los ocho modelos de regresión lineal múltiple construidos entre las variables ambientales y la riqueza de especies (total, endémicas, endémicas regionales y amenazadas) en los dos macizos montañosos fueron significativos (Tablas 6 y 7) y alcanzaron valores elevados de  $r^2$ , explicando los modelos entre el 76.3 y el 80.2% de la variación en las riquezas de especies (Tablas 6 y 7).

Los resultados del análisis de regresión lineal múltiple fueron bastante similares entre las categorías de especies utilizadas en cada macizo y parcialmente entre macizos. Según los modelos de regresión múltiple construidos, las variables que tienen coeficientes positivos son las vegetaciones boscosas (bosque de foliáceas, bosque mixto, bosque de coníferas, café entre bosques), las precipitaciones y los caminos y carreteras (Tablas 6 y 7). Estas variables tuvieron una influencia positiva en los dos macizos para prácticamente todos los tipos de riqueza de especies analizados (total, de endémicas, endémicas regionales y de amenazadas). Adicionalmente, la humedad relativa y la temperatura influyeron positivamente solo en Sagua-Baracoa (con coeficientes negativos en Sierra Maestra) y la altitud y las casas en pueblos solo en Sierra Maestra (influyeron negativamente en Sagua-Baracoa) (Tablas 6 y 7).

El número de variables con coeficientes negativos fue superior en todos los casos a las variables con influencia positiva (Tablas 6 y 7). Entre éstas se incluyen casi todos los tipos de coberturas restantes, pero resaltan particularmente aquellas que no son boscosas o que son de origen humano, como maleza compacta con y sin espinas, hierbas y pastos artificiales, cultivo rotativo. También la mayoría de las variables indicadoras de antropización (pueblo, ciudad, casas aisladas, caserío) influyeron negativamente sobre la riqueza de especies en sus cuatro categorías en los dos macizos.

Es interesante que dos variables climáticas (humedad relativa y temperatura ambiental) tengan coeficientes negativos en Sierra Maestra, pero en Sagua-Baracoa la influencia sobre la riqueza de especies fue positiva (Tablas 6 y 7). Igualmente notable es el hecho de la influencia positiva de la altitud y la presencia de casas en pueblos sobre la riqueza de especies en Sierra Maestra, pero con coeficientes negativos en Sagua-Baracoa (Tablas 6 y 7).

**Tabla 6. Parámetros de los modelos de regresión lineal múltiple calculados entre el número de especies de anfibios (total, endémicas, endémicas regionales/locales y amenazadas) y los parámetros abióticos en el macizo montañoso Sierra Maestra. N=6 237.**

Variable	Total		Endémicas		Amenazadas		Regionales	
	Beta	p	Beta	p	Beta	p	Beta	p
Altitud	0.335	0.000	0.431	0.000	0.601	0.000	0.644	0.000
Árboles aislados	-0.037	0.000	-0.027	0.000	-0.009	0.112	-0.015	0.011
Arena	-0.034	0.000	-0.033	0.000	-0.015	0.011	-0.014	0.014
Arroyos	0.026	0.000			0.008	0.185	-0.007	0.249
Bosque espaciado	-0.063	0.000	-0.050	0.000	-0.023	0.000	-0.023	0.000
Bosque foliáceas	0.444	0.000	0.411	0.000	0.216	0.000	0.262	0.000
Café	-0.024	0.000	-0.021	0.000	-0.008	0.166	-0.008	0.158
Café entre bosques	0.083	0.000	0.069	0.000			-0.013	0.107
Caminos	0.025	0.000	0.040	0.000	-0.020	0.001	-0.013	0.033
Caña	-0.058	0.000	-0.036	0.000	-0.057	0.000	-0.057	0.000
Cañadas	-0.031	0.000	-0.050	0.000	-0.040	0.000	-0.057	0.000
Canal	-0.012	0.036	-0.012	0.033				
Carreteras	0.041	0.000	0.051	0.000	0.018	0.004	0.022	0.000
Casas aisladas	-0.020	0.010	-0.026	0.000			-0.014	0.030
Casas en pueblos	0.047	0.000	0.042	0.000	0.007	0.251	0.011	0.058
Caserío							-0.008	0.201
Cocoteros	-0.025	0.000	-0.020	0.001	-0.009	0.137	-0.010	0.103
Exposición			-0.009	0.124	-0.011	0.065	-0.006	0.304
Hierbas y pastos	-0.288	0.000	-0.245	0.000	-0.231	0.000	-0.218	0.000
Huertos, frutales	-0.049	0.000	-0.042	0.000	-0.024	0.000	-0.026	0.000
Humedad relativa	-0.098	0.000	-0.098	0.000	-0.092	0.000	-0.092	0.000
Laguna	-0.009	0.138	-0.009	0.108				
Maleza con esp.	-0.049	0.000	-0.041	0.000	-0.017	0.004	-0.018	0.002
Maleza sin esp.	-0.022	0.006	-0.045	0.000	-0.022	0.002	-0.025	0.002
Mangle	-0.047	0.000	-0.031	0.000	-0.010	0.093	-0.013	0.032
Precipitaciones	0.026	0.002			0.026	0.001	-0.031	0.000
Pueblo	-0.018	0.005	-0.013	0.030	-0.018	0.003	-0.011	0.072
Ríos	0.015	0.020						
Temperatura			-0.036	0.000	-0.055	0.000	-0.012	0.147
Vegetación acuática	-0.068	0.000	-0.052	0.000	-0.019	0.001	-0.019	0.001
Viveros	-0.015	0.011	-0.011	0.056				
Yacimientos	-0.034	0.000	-0.027	0.000	-0.014	0.014	-0.017	0.003
<b>F</b>	809.36	0.00	904.36	0.00	908.87	0.00	889.18	0.00
<b>r<sup>2</sup> (%)</b>	78.99		80.22		78.45		79.95	

Tabla 7. Parámetros de los modelos de regresión lineal múltiple calculados entre el número de especies de anfibios (total, endémicas, endémicas regionales/locales y amenazadas) y los parámetros abióticos en el macizo montañoso Sagua-Baracoa. N=8 238.

Variable	Total		Endémicas		Amenazadas		Regionales	
	Beta	p	Beta	p	Beta	p	Beta	p
Altitud	-0.103	0.000	-0.076	0.000	-0.061	0.000	-0.065	0.000
Arena	-0.035	0.000	-0.027	0.000	-0.029	0.000	-0.039	0.000
Arroyos	-0.029	0.000	-0.030	0.000	-0.027	0.000	-0.041	0.000
Bosque coníferas	0.137	0.000	0.134	0.000	0.091	0.000	0.073	0.000
Bosque foliáceas	0.470	0.000	0.470	0.000	0.473	0.000	0.435	0.000
Bosque mixto	0.500	0.000	0.500	0.000	0.491	0.000	0.474	0.000
Bosque mixto sin	0.098	0.000	0.076	0.000	0.006	0.439	0.002	0.854
Café	-0.027	0.000	-0.024	0.000	-0.014	0.008	-0.015	0.005
Café entre bosques	0.303	0.000	0.267	0.000	0.160	0.000	0.117	0.000
Caminos	0.028	0.000	0.022	0.000	0.025	0.000	0.024	0.000
Caña	-0.109	0.000	-0.119	0.000	-0.087	0.000	-0.096	0.000
Cañadas	-0.034	0.000	-0.043	0.000	-0.069	0.000	-0.080	0.000
Canal	-0.013	0.009	-0.006	0.252				
Carreteras	-0.009	0.097	-0.006	0.270	0.010	0.081	-0.015	0.008
Casas aisladas	-0.039	0.000	-0.029	0.000	-0.062	0.000	-0.058	0.000
Casas en pueblos	-0.013	0.014	-0.010	0.054			-0.023	0.000
Caserío	-0.013	0.021	-0.017	0.003	-0.037	0.000	-0.025	0.000
Ciudad			-0.012	0.022	-0.013	0.014	-0.021	0.000
Cultivo rotativo	-0.058	0.000	-0.081	0.000	-0.095	0.000	-0.100	0.000
Embalse	-0.072	0.000	-0.070	0.000	-0.046	0.000	-0.045	0.000
Estanque	-0.034	0.000	-0.026	0.000	-0.015	0.004	-0.017	0.002
Exposición	0.014	0.006	0.014	0.005				
Hierbas y pastos	-0.256	0.000	-0.278	0.000	-0.239	0.000	-0.250	0.000
Huertos, frutales	-0.074	0.000	-0.064	0.000	-0.072	0.000	-0.074	0.000
Humedad relativa	0.046	0.000	0.046	0.000	0.117	0.000	0.110	0.000
Laguna	-0.009	0.061	-0.008	0.128				
Maleza con esp.	-0.048	0.000	-0.036	0.000	-0.026	0.000	-0.031	0.000
Maleza sin esp.	-0.064	0.000	-0.090	0.000	-0.063	0.000	-0.114	0.000
Mangle	-0.088	0.000	-0.077	0.000	-0.053	0.000	-0.057	0.000
Pista de aterrizaje	-0.036	0.000	-0.027	0.000	-0.018	0.001	-0.020	0.000
Precipitaciones	0.180	0.000	0.151	0.000	0.162	0.000	0.157	0.000
Pueblo	-0.033	0.000	-0.027	0.000	-0.025	0.000	-0.022	0.000
Ríos	-0.012	0.038	-0.015	0.010	-0.014	0.025	-0.038	0.000
Salina	-0.018	0.000	-0.016	0.001	-0.007	0.157	-0.008	0.138
Temperatura			0.019	0.012	0.067	0.000	0.073	0.000
Vivero	-0.028	0.000	-0.027	0.000	-0.021	0.000	-0.021	0.000
Yacimientos	-0.106	0.000	-0.105	0.000	-0.074	0.000	-0.076	0.000
Zanja	-0.013	0.013	-0.009	0.068				
F	869.23		861.62		854.95		783.50	
r <sup>2</sup> (%)	79.14		79.88		77.38		76.36	

Un análisis similar se realizó utilizando solo las 111 cuadrículas bien muestreadas de los dos macizos montañosos y considerando como variable dependiente a la riqueza observada y a la riqueza estimada máxima obtenida con los estimadores de riqueza de especies (ver Materiales y Métodos). Los resultados de estos análisis de regresión fueron bastante parecidos a los obtenidos en las regresiones utilizando todas las cuadrículas y con las riquezas de los modelos como variables dependientes, aunque se incluyeron menos variables en cada modelo.

En los cuatro modelos las precipitaciones tuvieron coeficientes positivos en los dos macizos, al igual que los bosques de foliáceas y la humedad en la Sierra Maestra (Tabla 8). Las

coberturas herbáceas y antrópicas influyeron negativamente sobre la riqueza de especies, así como las ciudades y los caseríos (Tabla 8).

Los resultados obtenidos en las regresiones pueden confirmarse al analizar las características que presentan las cuadrículas con los valores extremos de riqueza de especies y las cuadrículas incluidas en cada uno de los cuatro grupos en que se dividió la riqueza de especies. Para esto se utilizará como ejemplo solo a la riqueza total de especies, teniendo en cuenta que es la categoría más abarcadora de las cuatro y que las similitudes entre la riqueza total y la riqueza de especies endémicas, endémicas regionales/locales y amenazadas fueron altas en los dos macizos.

Tabla 8. Parámetros de los modelos de regresión lineal múltiple calculados entre la riqueza observada y la riqueza estimada máxima y los parámetros abióticos en los macizos montañosos de Cuba Oriental. N=111.

Variable	Sierra Maestra				Sagua-Baracoa			
	Riq. estimada		Riq. observada		Riq. estimada		Riq. observada	
	Beta	p	Beta	p	Beta	p	Beta	p
Altitud	-0.073	0.518	-0.126	0.152	0.280	0.039	0.157	0.144
Arroyos							0.064	0.257
Bosque coníferas							-0.077	0.146
Bosque foliáceas	0.113	0.197	0.021	0.779				
Café entre bosques	-0.091	0.044	-0.138	0.000	-0.460	0.000	-0.476	0.000
Cañadas					-0.230	0.017	-0.194	0.011
Caminos			0.035	0.245	0.078	0.306		
Carreteras	-0.060	0.115						
Casas aisladas	0.031	0.498	-0.015	0.680				
Casas en pueblos					-0.262	0.022	-0.236	0.006
Caserío	-0.186	0.000	-0.185	0.000				
Ciudad					-0.061	0.553	-0.237	0.003
Exposición	0.057	0.105	0.055	0.038				
Hierbas y pastos	-0.176	0.000	-0.227	0.000				
Huertos, frutales					-0.185	0.009	-0.166	0.004
Humedad relativa	0.120	0.044	0.074	0.084				
Maleza sin esp.					-0.100	0.142	-0.080	0.144
Precipitaciones	0.583	0.000	0.538	0.000	0.349	0.084	0.374	0.024
Ríos	-0.051	0.243	-0.095	0.006	0.166	0.076	0.176	0.022
Temperatura	-0.204	0.069	-0.410	0.000				
Vegetación acuática	-0.060	0.131	-0.056	0.069				
F	78.84		140.32		22.86		34.09	78.84
r <sup>2</sup> (%)	94.40		96.79		81.69		88.14	94.40

En las cuadrículas sin especies de anfibios las coberturas predominantes son las vegetaciones herbáceas, arbustivas o los cultivos, las más representativas son: hierbas y pastos artificiales (37.0% de las cuadrículas), mangle (26.9% de las cuadrículas), vegetación acuática (11.1% de las cuadrículas), bosque de foliáceas (8.3% de las cuadrículas), caña (4.6% de las cuadrículas) y maleza compacta sin espinas (3.7% de las cuadrículas). Dentro de este grupo se encuentra el 87% de las cuadrículas de ambos macizos con estos tipos de coberturas.

Además, el territorio ocupado por estas cuadrículas está representado por zonas con niveles pluviométricos medios a bajos (hasta 1400 mm, promedio=  $713.0 \pm 246.8$  mm) y en el 25% de las cuadrículas hay caminos o carreteras. En Sierra Maestra los valores de altitud son bajos en estas celdas (promedio:  $194.3 \pm 141.5$  m, 5-630 m), mientras que en Sagua-Baracoa la temperatura es baja en estas cuadrículas (promedio=  $9.9 \pm 0.9$  °C), al igual que la humedad relativa ( $67.7 \pm 4.9$  %).

En el otro extremo las cuadrículas con la riqueza máxima de especies se caracterizan por la presencia de una cobertura boscosa natural (los bosques mixtos ocupan el 100% de las cuadrículas en todos los casos), valores elevados de precipitación media anual ( $1193.9 \pm 207.9$  mm) y la presencia de caminos en el 70.3% de las cuadrículas. En Sagua-Baracoa estas celdas tienen valores altos de humedad relativa (promedio=  $71.8 \pm 3.0$ %), en Sierra Maestra el promedio de humedad relativa en estas celdas fue de  $67.2 \pm 4.1$ %. En Sierra Maestra las cuadrículas con el máximo de especies poseen altitudes mayores de 540 m y menores de 1 390 m (promedio=  $916.1 \pm 226.8$  m) pero en Sagua-Baracoa estos valores son bajos (promedio=  $427.2 \pm 190.3$  m, 100-810 m).

Analizando los grupos intermedios de riqueza total de especies, las celdas incluidas en el grupo de 5-9 especies/km<sup>2</sup> presentan diferentes condiciones de vegetación, de pluviometría y un rango amplio de altitud, quedando excluidas solo las zonas de mayor altitud (ninguna cuadrícula tiene altitud superior a 1 160 m snm). El único parámetro con el que se relaciona de manera significativa

es la ausencia de corrientes de aguas permanentes en el 86% de las cuadrículas. En general este grupo parece estar formado por áreas de transición entre las zonas de media y baja riqueza potencial de especies.

Las cuadrículas ocupadas por el grupo de 10 a 14 especies/km<sup>2</sup> se caracterizan por presentar siempre cobertura vegetal donde domina el estrato arbóreo, con el 72% de las cuadrículas ocupadas por vegetaciones boscosas. La existencia de estrato arbóreo favorece las condiciones microclimáticas necesarias para los anfibios, aumenta la disponibilidad de nichos y permite la presencia de las especies que explotan los nichos estructurales que brinda el estrato, influyendo todo esto en la existencia de un alto número de especies por cuadrícula.

## DISCUSIÓN

Los valores de riqueza de especies obtenidos con cada una de las metodologías aplicadas fueron similares, pero ligeramente superiores en la riqueza calculada a partir de la Clasificación de Hábitats Adecuados (C. H. A.). Ambas metodologías predicen la presencia de hasta el 70% de las especies de cada macizo en un solo kilómetro cuadrado y la existencia de cuadrículas sin especies de anfibios, aunque en escaso número.

Los mapas de riqueza de especies contruidos con las dos metodologías son similares en cuanto al patrón general de distribución y la localización de las áreas de riqueza de especies. Las diferencias consisten en una mayor extensión de las áreas con los valores más elevados de riqueza y reducción de las áreas con el menor número de especies en los mapas obtenidos con C. H. A. Los mapas obtenidos a partir de MaxEnt presentan menor concentración de los grupos de riqueza de especies, las que tienen una mayor dispersión a través del área de estudio.

Los errores de predicción fueron bastante similares entre las dos metodologías aplicadas, particularmente en cuanto al número de especies erróneamente excluidas o incluidas, aspecto que indica una vez más las similitudes en los resultados de la aplicación de MaxEnt y C. H. A. en estos macizos. Las diferencias más



notables fueron, en la riqueza obtenida por C. H. A., la tendencia a presentar mayores tasas de comisión, mientras que la riqueza obtenida por MaxEnt las tasas de omisión fueron las más elevadas. Este resultado está acorde a lo visto en los modelos individuales, donde C. H. A. tiende a sobrestimar las distribuciones o al menos a generar bloques más compactos en la distribución potencial, mientras que MaxEnt produce modelos que tienden a subestimar las distribuciones produciendo mapas con áreas de presencia más dispersas, menos concentradas.

La correlación entre los valores de riqueza de especies y los estimadores de riqueza de especies fue notablemente alta, sugiriendo una precisión adecuada en los patrones de riqueza obtenidos. Sin embargo, Hortal y Lobo (2006) y Pineda y Lobo (2009) han advertido sobre los sesgos y las limitaciones de las riquezas obtenidas por superposición de mapas de distribución potencial. Cada modelo individual tiene sesgos provenientes de la sobrestimación de la distribución real al no tener en cuenta los factores históricos que limitan la dispersión (Hanski 1998, Pulliam 2000) o de la subestimación por la búsqueda de un punto de corte estadísticamente óptimo que puede dejar presencias reales fuera del modelo, los que se acumulan al superponer modelos individuales y resultan en una representación errónea de la realidad (Hortal y Lobo 2006, Pineda y Lobo 2009).

Teniendo en cuenta estas observaciones y las dificultades siempre inherentes a la descripción de la riqueza de especies en regiones heterogéneas y de gran extensión, donde los esfuerzos de colecta no han sido planificados apropiadamente o no son suficientes en comparación con la alta biodiversidad presente (Hortal *et al.* 2007), se utilizó un enfoque metodológico que permitió corregir esos sesgos y obtener una representación supuestamente más fiel de la distribución real de la riqueza de especies. Para esto aplicamos un ajuste similar al utilizado por Pineda y Lobo (2009), el que además de dar una medida de la precisión de la riqueza de especies, permite realizar los ajustes necesarios sin aplicar criterios subjetivos.

En el presente caso se ajustaron los errores de

omisión primero, tratando de eliminar todos los falsos negativos, teniendo en cuenta que el objetivo final es el uso de estos modelos en análisis de conservación y que ignorar la existencia de una especie en sitios donde está realmente presente puede llevar a propuestas de área de conservación más pequeñas de lo necesario (Pineda y Lobo 2009) o en lugares inadecuados. Una vez ajustados estos, no fue necesario modificar los errores de comisión ya que sus valores fueron iguales al número de especies que faltan por observar en las celdas bien muestreadas (calculado por la diferencia entre  $S_{est} - S_{obs}$ ), dando una prueba más de lo adecuado de los modelos obtenidos.

La nueva representación de la riqueza de especies fue también muy parecida a los estimadores de riqueza de especies calculados en las cuadrículas bien muestreadas y los cálculos realizados demuestran que en la nueva riqueza permanecen solo un 20% de errores de predicción, principalmente por la adición de unas dos especies por cuadrícula. Más importante aún, la similitud no fue alta solo numéricamente, sino que la composición de especies entre ambos tipos de estimados fue también muy similar. En el 54.9% de las cuadrículas bien muestreadas la composición específica predicha por los modelos fue igual a la composición observada. Solo el 6.3% de estas cuadrículas tuvieron riquezas predichas con 25 a 33% de diferencias con las riquezas observadas, pero de estas solo una celda alcanzó el valor máximo de 0.333.

Esta nueva riqueza ajustada obtenida a partir de MaxEnt fue superpuesta con la riqueza obtenida por C. H. A. para detectar los puntos de coincidencia y con ello se creó un nuevo mapa de riqueza de especies, ahora producto de dos métodos de modelación diferentes. Al seleccionar áreas de presencia que han sido predichas por dos vías diferentes de modelación se espera obtener modelos más cercanos a la realidad. Además, se asume que el ajuste de las sobre-predicciones de una metodología de modelación con los modelos más concentrados de la otra metodología debe producir mejores predicciones de la distribución geográfica de las especies.

Los valores de riqueza de especies obtenidos con la superposición de los modelos obtenidos por las dos metodologías nuevamente predicen la presencia de un elevado número de especies en algunas cuadrículas (alrededor del 60% de las especies de cada macizo en un solo kilómetro cuadrado) y la existencia de cuadrículas sin especies de anfibios. Estos valores extremos van aparejados con una alta dispersión de los datos alrededor del valor promedio, mostrando la heterogeneidad en la distribución de la riqueza, en parte siendo una representación de la heterogeneidad ambiental de estas montañas. Un patrón similar al de la riqueza total de especies se repite para las especies endémicas, las endémicas regionales/locales y las especies amenazadas.

La representación gráfica de la riqueza de especies produjo un mapa que muestra una distribución bastante heterogénea a través del área de estudio. Los mayores valores de riqueza total de especies, de especies endémicas, endémicas regionales/locales y amenazadas tienden a concentrarse en la zona central de ambos macizos (hacia el norte en Sagua-Baracoa), mientras que las áreas con valores más bajos en la riqueza de especies están mayormente presentes en los bordes y zonas limítrofes de los macizos. Los territorios con los valores más altos tienden a estar concentrados, mientras que los valores menores están mayormente dispersos.

La distribución de las áreas de mayor riqueza de especies en estas montañas está influenciada por los requerimientos ecológicos de los anfibios. Estas áreas se concentran en los sitios donde se encuentran los bosques húmedos y sombríos, que en conjugación con una alta pluviosidad y una baja tasa de evaporación propician una elevada humedad relativa, así como una alta humedad en el suelo y la hojarasca. Estos sitios están también determinados por la mayor altitud, al menos en la Sierra Maestra. Todos estos factores favorecen a los anfibios y permiten la existencia de un gran número de especies en territorios relativamente reducidos. Por el contrario, la riqueza tiende a ser menor en sitios con vegetaciones arbustivas, herbáceas o de origen

humano, ecosistemas que no favorecen a los anfibios al tener características totalmente diferentes a las explicadas anteriormente.

Otro factor que parece estar influyendo en la distribución de las áreas de riqueza de especies es el efecto de la biogeografía. Tanto la Sierra del Turquino como las altiplanicies del Toldo y Monte Iberia parecen haber sido áreas que sirvieron como refugio de especies en diferentes períodos de la historia evolutiva de Cuba durante los cuales las zonas bajas se inundaron y solo quedaron emergidas algunas de las montañas más altas del territorio oriental de la isla, las que sirvieron como refugio y sitio de especiación. En la actualidad se conoce que, al menos en himenópteros y anfibios, en los picos más altos de la Sierra del Turquino (macizos del Turquino y La Bayamesa) existen un gran grupo de especies con distribución limitada a esos picos montañosos (Fernández, J. L., com. pers.; Fong, datos no publicados).

Algunas variables ambientales tuvieron una influencia diferente sobre la riqueza de especies en cada macizo montañoso. El caso más notable fue el de la altitud, con una influencia negativa en los modelos construidos para Sagua-Baracoa y positiva en Sierra Maestra. Es probable que exista un efecto combinado de la biogeografía con la altitud, como se explicó en el párrafo anterior. De esta forma, las áreas de mayor riqueza de especies en Sierra Maestra son los macizos del Turquino y La Bayamesa, donde precisamente se encuentran las mayores altitudes de estas montañas. Por el contrario, en Sagua-Baracoa los valores más altos de riqueza de especies se encuentran en las Alturas de Moa, donde la altitud promedio es de 377 m snm, mientras que en las cuadrículas con los valores mayores de altitud en este macizos (Sierra del Cristal) la riqueza de especies es media o baja.

Los modelos de regresión construidos con la riqueza observada y la riqueza estimada obtenida con los estimadores de riqueza de especies como variables dependientes en las 111 cuadrículas bien muestreadas fueron muy parecidos entre sí y similares a los resultados de los análisis de regresión en todas las cuadrículas. La similitud de estos resultados es

una indicación más a favor de la precisión de los resultados obtenidos en cuanto a riqueza de especies en esta tesis, ya que utilizando los modelos construidos en la tesis se obtienen resultados similares a cuando se usan datos reales de observación y estimadores a partir de esas observaciones. Las regresiones basadas en estos 111 puntos seguramente son más fiables ya que se basan solo en riquezas observadas, mientras que en los otros modelos las riquezas son modeladas. La selección de un mayor número de variables en los modelos con todas las cuadrículas es debido al mayor tamaño de muestra de éstas con respecto a las 111 cuadrículas bien muestreadas.

Hedges (1999) encontró que el número de especies de anfibios se mantiene constante entre 450 y 1050 m snm en la Sierra Maestra y disminuye abruptamente a partir de esta altitud. La riqueza potencial de especies obtenida en esta tesis estuvo influenciada positivamente por la altitud en la Sierra Maestra, de manera que generalmente los menores valores de riqueza se encontraron en áreas al nivel del mar y los mayores valores en las zonas de mayor altitud, casi siempre por encima de 1000 m snm. Sin embargo, las cuadrículas con los valores máximos de riqueza de especies solo llegan hasta 1600 m snm y los dos kilómetros cuadrados con los valores máximos de altitud en la Sierra Maestra (el Pico Turquino) no estuvieron en el grupo superior de riqueza potencial de especies. Los resultados de esta tesis coinciden en la disminución de los valores de riqueza en las alturas mayores, pero la altitud a la que esa disminución se produce es mayor que la informada por Hedges (1999), además no se encontró una meseta en los valores de riqueza en las altitudes medias del macizo como la registrada por este autor.

La selección de estas áreas con diferentes concentraciones de riqueza de especies de anfibios y especialmente la identificación de las áreas con mayor riqueza, endemismo y amenaza, puede servir para la identificación de los "hotspots" o "puntos calientes" de este grupo en las montañas orientales de Cuba, añadiéndole las amenazas a que están sometidas las áreas. Los resultados obtenidos

en el presente trabajo son solo un paso inicial, siguiéndole en otros capítulos el análisis de la cobertura que brinda el sistema de áreas protegidas cubanas a las áreas de alto valor para lograr el objetivo final que es contribuir a la conservación de la fauna de anfibios en estos macizos montañosos.

Al mismo tiempo, la identificación de las áreas de alta riqueza de especies pueden ser útiles para considerar en las estrategias de conservación no solo a las áreas protegidas, sino también realizar recomendaciones para el manejo, y con ello la conservación, de los anfibios en zonas no protegidas legalmente, pero que son de importancia para estos animales, como pueden ser algunas áreas cultivadas, por ejemplo los cafetales, y algunos bosques con explotación forestal.

## LITERATURA CITADA

- Akcakaya, H. R. y J. L. Atwood. 1997. A habitat based metapopulation model of the California gnatcatcher. *Conserv. Biol.* 11:422-434.
- Anderson, R. P., M. Gómez-Laverde y A. T. Peterson. 2002. Geographical distributions of spiny pocket mice in South America: insights from predictive models. *Global Ecol. Biogeogr.* 11:131-141.
- Bailey, R. G. y H. C. Hogg. 1986. A world ecoregions map for resource reporting. *Environ. Conserv.* 13:195-203.
- Bojórquez-Tapia, L. A., I. Azuara, E. Ezcurra y O. Flores-Villela. 1995. Identifying conservation priorities in Mexico through geographic information systems and modeling. *Ecol. Appl.* 5:215-231.
- Colwell, R. K. 2005. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples, Version 8.0 (<http://purl.oclc.org/estimates>). University of Connecticut, Storrs, USA. (Revisado el 29 Mayo 2007).
- Colwell, R. K. y J. A. Coddington. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philos. Trans. R. Soc. Lond., Ser. B* 345:101-118.
- Gibson, L. A., B. A. Wilson, D. M. Cahill y J. Hill. 2004. Modelling habitat suitability of the swamp antechinus (*Antechinus minimus*

- maritimus*) in the coastal heathlands of southern Victoria, Australia. *Biol. Conserv.* 117:143-150.
- Guisan, A. y N. E. Zimmermann. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecol. Model.* 135:147-186.
- Hanski, I. 1998. Metapopulation dynamics. *Nature* 396:41-49.
- Hedges, S. B. 1999. Distribution patterns of amphibians in the West Indies. *En* W. E. Duellman (ed.). *Regional patterns of amphibian distribution: a global perspective*, pp. 211-254. Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- Hortal, J. y J. M. Lobo. 2005. An ED-based protocol for optimal sampling of biodiversity. *Biodiversity Conserv.* 14:2913-2947.
- Hortal, J. y J. M. Lobo. 2006. Towards synecological framework for systematic conservation planning. *Biodiversity Informatics* 3:16-45.
- Hortal, J., P. A. V. Borges y C. Gaspar. 2006. Evaluating the performance of species richness estimators: sensitivity to sample grain size. *J. Anim. Ecol.* 75:274-287.
- Hortal, J., J. M. Lobo y A. Jiménez-Valverde. 2007. Limitations of biodiversity databases: case study on seed-plant diversity in Tenerife, Canary Islands. *Conserv. Biol.* 21:853-863.
- Koleff, P., K. J. Gaston y J. J. Lennon. 2003. Measuring beta diversity for presence-absence data. *J. Anim. Ecol.* 72:367-382.
- Lobo, J. M. 2008. Database records as surrogate for sampling effort provide higher species richness estimations. *Biodiversity Conserv.* 17:873-881.
- Mao, C. X., R. K. Colwell y J. Chang. 2005. Estimating species accumulation curves using mixtures. *Biometrics* 61:433-441.
- Miller, R. I. 1994. Setting the scene. *En* R. I. Miller (ed.). *Mapping the diversity of nature*, pp 3-18. Chapman & Hall, London.
- Morrison, M., B. Marcot y R. Mannan. 1998. *Wildlife-habitat relationships - concepts and applications*. 2nd edition. Univ. of Wisconsin Press, Madison.
- Núñez, A., N. Viña B. y A. Graña. 1989. Regiones naturales-antrópicas. *En* E. A. Sánchez-Herrero, J. R. Hernández, E. Propín *et al.* (eds.). *Nuevo Atlas Nacional de Cuba*, mapa 6, p. XII.2.1. Instituto de Geografía, La Habana y Madrid.
- Papeş, M. 2007. Ecological niche modeling approaches to conservation of endangered and threatened birds in Central and Eastern Europe. *Biodiversity Informatics* 4:14-26.
- Peterson, A. T. 2006. Uses and requirements of ecological niche models & related distributional models. *Biodiversity Informatics* 3:59-72.
- Peterson, A. T., J. Soberón y V. Sánchez-Cordero. 1999. Conservatism of ecological niches in evolutionary time. *Science* 285:1265-1267.
- Pineda, E. y J. M. Lobo. 2009. Assessing the accuracy of species distribution models to predict amphibian species richness patterns. *J. Anim. Ecol.* 78:182-190.
- Pulliam, H. R. 2000. On the relationship between niche and distribution. *Ecol. Letters* 3:349-361.
- Ricklefs, R. E. 2004. A comprehensive framework for global patterns in biodiversity. *Ecol. Let.* 7:1-15.
- Rosenzweig, M. L. 1995. *Species diversity in space and time*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Soberón, J. 1999. Linking biodiversity information sources. *Trends Ecol. Evol.* 14:291.
- Soberón, J. y A. T. Peterson. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics* 2:1-10.
- Sokal, R. R. y F. J. Rohlf. 1995. *Biometry: The principles and practice of statistic in biological research*. W. H. Freeman, San Francisco, 887 pp.
- Trotta-Moreu, N., J. M. Lobo y F. J. Cabrero-Sañudo. 2008. Distribución conocida y potencial de las especies de Geotrupinae (Coleoptera: Scarabaeoidea) en México. *Acta Zool. Mex.* (n.s.) 24:39-65.
- Viña Bayés, N. 1998. Caracterización geográfica. *En* N. Viña, A. Fong y D. Maceira (eds.). *Diversidad biológica del macizo montañoso Nipe-Sagua-Baracoa*, pp. 5-26. Centro Oriental de Ecosistemas y Biodiversidad (BIOECO), Santiago de Cuba.
- Viña Bayés, N. 2000. Caracterización geográfica de la Sierra Maestra. *En* N. Viña, A. Fong y D. Maceira (eds.). *Diversidad biológica del macizo montañoso Sierra Maestra*, pp. 4-16. Centro Oriental de Ecosistemas y Biodiversidad (BIOECO), Santiago de Cuba.

## CAPÍTULO 7

## REPRESENTATIVIDAD DE LOS ANFIBIOS DE LOS MACIZOS MONTAÑOSOS DE LA REGIÓN ORIENTAL EN EL SISTEMA NACIONAL DE ÁREAS PROTEGIDAS DE CUBA

## INTRODUCCIÓN

Uno de los aspectos más importantes en la biología de la conservación es el diseño de áreas protegidas que se basen en los patrones de distribución de las especies (Prendergast *et al.* 1999, Kelley *et al.* 2002, Midgley *et al.* 2003, Moore *et al.* 2003). Este es un precepto que no siempre se cumple y la selección de áreas para protección muchas veces se ha basado en otras razones no directamente relacionadas a los valores biológicos (Pressey 1994), por lo que reservas así seleccionadas sobre bases *ad hoc* generalmente no son óptimas para la conservación de la biodiversidad (Gambino 2002). Las áreas protegidas de Cuba pasaron por ese período, pero puede decirse que los enfoques han ido cambiando y en los últimos años el Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Cuba ha ido moviéndose para responder a atributos biológicos reales y objetivos (CNAP 2002, 2009). Aún así, todavía falta por hacer, sobre todo por las lagunas de información en diferentes grupos y áreas, que permitan llegar a una mejor planificación de la situación, tamaño y forma de las áreas protegidas.

Para contribuir con esta tarea, uno de los primeros pasos es superponer los mapas de distribución de las especies con los mapas de áreas protegidas para identificar coincidencias y resaltar los vacíos existentes en la protección de las especies, en un proceso que se ha denominado “análisis de vacíos” (del inglés “Gap Analysis”, Scott *et al.* 1993, Kiester *et al.* 1996). Este paso contribuye efectivamente a la protección de las especies, sobre todo a las de mayor interés conservacionista como las amenazadas y locales, y ayuda a optimizar los sistemas de áreas protegidas actuales para que aseguren la supervivencia de dichas especies (Papeş 2007). En la realidad, muchas veces la información sobre la distribución exacta de las especies no está disponible, por lo que no puede acometerse este trabajo. Una opción que

se está utilizando en los últimos tiempos es el empleo de modelos de distribución, los que han estado dando buenos resultados (Pawar *et al.* 2007), solución que seguimos en esta tesis para detectar los vacíos en la representación de las especies en las áreas protegidas.

Un análisis como este permitiría hacer la planificación especie por especie y si es necesario modificar el sistema de áreas protegidas para hacerlo más eficiente en la protección de cada una de las especies de interés para la conservación o aplicar otras acciones dirigidas a su conservación. A menudo el área total a usar en la conservación es limitada, los recursos destinados a la conservación son escasos y la importancia de la conservación generalmente es cuestionada en el mundo actual de múltiples intereses en eterno conflicto (Araújo 1999). Aún si no existieran límites en la disponibilidad de las tierras para conservación, es probable que una vez que se establezca una cadena de áreas de conservación, sea extremadamente difícil adicionar nuevas áreas (Araújo 1999). Por estas razones, las políticas de conservación de la biodiversidad deben ser cuidadosamente trazadas para optimizar el área total disponible para la conservación y la representación de los taxones dentro de esta área (Pressey *et al.* 1993, Church *et al.* 1996, Araújo 1999).

Una vía de afrontar este desafío es priorizar la conservación de áreas que tengan las características más relevantes para la biodiversidad, lo que permitiría concentrar los esfuerzos de conservación y enfrentar las limitaciones en tiempo y recursos (Myers *et al.* 2000, Rey Benayas y de la Montaña 2003), aunque se rehúse parcialmente a la protección especie por especie. Esto significa dar la prioridad de conservación a las áreas de mayor diversidad en riqueza de especies, endemismo y amenazas (e.g. Ceballos y Brown 1995, Brooks *et al.* 2001, Bonn *et al.* 2002, Ortega-

Huerta y Peterson 2004), las que se han denominado como áreas de alto valor o áreas de importancia para la conservación de la biodiversidad ("Hotspots" en inglés, Myers 1988, 1990).

En este capítulo se evalúa la representatividad en la cadena de áreas protegidas de cada una de las especies de anfibios con interés para la conservación en los macizos montañosos de Cuba Oriental y adicionalmente se evalúa la representatividad de las zonas de mayor valor para los anfibios en estas áreas, considerando varios criterios diferentes para seleccionar estas zonas de importancia. De esta forma, se usan dos enfoques diferentes para la conservación de los anfibios en estas montañas, aportando la información necesaria para los responsables de áreas protegidas y los tomadores de decisiones.

Debido a que la representación de las especies dentro de áreas protegidas por sí sola no es un criterio suficiente para estimar el grado de protección de las especies (Araújo y Williams 2000), también se estima la proporción del área de distribución de cada especie y de las áreas de alto valor incluidas dentro de las áreas protegidas del territorio. Adicionalmente se identifican áreas que, aún teniendo valores importantes de diversidad de anfibios, no están protegidas y se identifican y se dan criterios sobre donde y cuantas áreas adicionales se necesitan para conservar una muestra representativa de la fauna de anfibios de estos macizos montañosos, al tiempo que se cumplen las metas de conservación establecidas para los próximos cinco años.

Considerando la importancia de estos análisis más profundos respecto a la cobertura de las áreas protegidas a las especies y a las zonas de riqueza de especies, en este capítulo se plantean como objetivos evaluar la representatividad de los anfibios de los macizos montañosos de la Región Oriental dentro del Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Cuba y detectar las áreas de importancia para la conservación de anfibios en estos macizos que no están bajo el actual Sistema de Áreas Protegidas.

## ÁREA DE ESTUDIO

Para el presente trabajo se ha tomado como macizos montañosos Sagua-Baracoa y Sierra Maestra a las subregiones homónimas que se encuentran ubicadas dentro de la Región Oriental de Cuba, según el "Mapa de Regiones Naturales y Antrópicas" de Nuñez *et al.* (1989), y los criterios de Viña Bayés (1998, 2000). Para mayor información sobre estas áreas ver el capítulo 2 de este trabajo.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Para los análisis de conservación se utilizaron los mapas de distribución potencial de cada especie construidos por la superposición y combinación de los modelos obtenidos a partir de Entropía Máxima (MaxEnt) y de Clasificación de Hábitats Adecuados (C. H. A.), los que clasifican cada cuadrícula como presencia o ausencia (1 ó 0). A partir de estos mapas se calculó la riqueza total de especies, de especies endémicas, endémicas regionales/locales y de especies amenazadas de cada cuadrícula mediante la suma de los mapas individuales de cada especie (más detalles en el capítulo anterior). Adicionalmente y con el objetivo de enfatizar las diferencias geográficas en la distribución de la riqueza, el endemismo y el grado de amenaza, los mapas se dividieron en cuatro grupos equitativos en cada caso (ver capítulo anterior).

El sistema de áreas protegidas de Cuba está formado por 253 áreas que ocupan el 19.9% del territorio cubano, las que se dividen en ocho categorías de manejo que se corresponden con el sistema de clasificación de la IUCN (CNAP 2009). De estas áreas, 45 han sido aprobadas por el Comité Ejecutivo del Consejo de Ministros de la República de Cuba y otras 37 han sido presentadas o propuestas y se encuentran en este momento en diferentes escalas del proceso de aprobación legal (CNAP 2009). Paralelamente existen 105 áreas que tienen una administración establecida y funcional, las restantes 148 áreas no son administradas en la actualidad (CNAP 2009).

El mapa digital de las áreas protegidas fue obtenido directamente del Centro Nacional de

Áreas Protegidas de Cuba. Este mapa fue utilizado para realizar todos los análisis que se describen más adelante y fue la base para el cálculo de las extensiones que se describen en el siguiente párrafo, para lo cual se utilizó el método esférico sobre el programa Mapinfo Professional versión 7.0 (Mapinfo Corporation, USA) con bases cartográficas digitales del CNAP y de GEOCUBA (Base cartográfica 1: 250 000 de Cuba).

Las 52 áreas protegidas (AP) de los macizos montañosos en estudio ocupan una superficie de 4 744 km<sup>2</sup> (el 32.8% de los macizos), de ellas 10 áreas están aprobadas (ocupando 3 698 km<sup>2</sup>) y 24 áreas tienen administración (con una extensión de 4 058 km<sup>2</sup>). El área promedio de las AP de estas montañas es de 97.5 km<sup>2</sup>, con valores extremos de 0.002 y 2 083 km<sup>2</sup>. Estas AP se dividen en siete categorías de manejo, las que incluyen cinco Parques Nacionales, dos Reservas Naturales, 13 Reservas Ecológicas, un Refugio de Fauna, 15 Reservas Florísticas Manejadas, tres con categoría de Paisaje Natural Protegido, 10 consideradas como Elemento Natural Destacado y tres Áreas Protegidas de Recursos Manejados. Homologándolas con las categorías de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN 1994), 20 pertenecen a las categorías I y II, 26 pertenecen a las categorías III y IV y seis a las categorías V y VI.

Las Reservas Naturales y Ecológicas y los Parques Nacionales (categorías I y II de IUCN) tienen como fin principal la conservación de ecosistemas naturales, por lo que son las categorías de conservación más estrictas (CNAP 2002). En un segundo lugar se encuentran las categorías Elemento Natural Destacado, Reserva Florística Manejada y Refugio de Fauna (categorías II y III de IUCN), los que no son necesariamente territorios totalmente naturales y requieren de la manipulación del hábitat y las especies para la recuperación y conservación (CNAP 2002). Las categorías menos estrictas de conservación son las de Paisaje Natural Protegido y Áreas Protegida de Recursos Manejados (categorías V y VI de IUCN), en las que se conjugan el manejo para lograr la protección y el

mantenimiento de condiciones naturales con el uso sostenible de los recursos (CNAP 2002).

Se utilizó un procedimiento similar al “análisis de vacíos” o “Gap analysis” (Scott *et al.* 1993, Kiester *et al.* 1996) para determinar la representación de las especies de anfibios en el actual sistema de áreas protegidas cubanas, pero con las particularidades que se explican a continuación. Se siguieron cuatro pasos fundamentales: (1) se construyeron los mapas de distribución potencial de las especies y la riqueza de especies; (2) se obtuvo el mapa de distribución de las AP; (3) mediante la superposición de los mapas (1) y (2) se identificaron las lagunas visibles en la representación de la distribución de las especies y la riqueza de especies en las AP; (4) se exploraron áreas adicionales para complementar las lagunas encontradas tanto para las áreas de alto valor como para las especies individuales.

Para seleccionar las áreas de alto valor para la conservación de anfibios, áreas de importancia o “puntos calientes de biodiversidad” (“Hotspot” de Myers 1988, 1990) se utilizaron cuatro criterios: (A) riqueza de especies, (B) endemismo, (C) endemismo regional/local y (D) amenaza. Para cada uno de estos criterios se consideraron tres niveles progresivos: (1) las cuadrículas con el valor máximo de cada categoría, (2) las cuadrículas dentro del grupo superior de riqueza de los cuatro en que se dividió cada categoría (incluye el 25% superior de la riqueza) y (3) las cuadrículas con valores superiores al promedio. Para este estudio se definen las especies endémicas regionales y locales como aquellas especies endémicas con distribución limitada al área de los macizos montañosos o a un territorio menor dentro del área de estudio (ver capítulo 3).

Para estimar la efectividad de los diferentes criterios usados para identificar áreas de alto valor para la biodiversidad se examinaron las proporciones de las especies incluidas en estas áreas según los diferentes criterios utilizados y la proporción de las especies amenazadas que quedan excluidas de estas áreas. Con este propósito se consideraron como especies amenazadas aquellas especies con las

categorías de “En peligro crítico”, “En Peligro” y “Vulnerable” según IUCN (2009).

Para evaluar la efectividad de las AP en tener representadas las especies o las áreas de alto valor se examinaron las proporciones de la extensión del área de distribución de cada una de estas categorías que estuvieron incluidas dentro de los límites de las AP. Para evaluar la correspondencia espacial y el grado de asociación entre los cuatro criterios utilizados para seleccionar áreas de importancia se utilizó el coeficiente de correlación por rangos de Spearman (Sokal y Rohlf 1995). Finalmente, para detectar las posibles lagunas se determinó la coincidencia entre las AP y los diferentes criterios de “puntos calientes” utilizados en este trabajo mediante tablas de contingencia (Rey Benayas y de la Montaña 2003).

## RESULTADOS

### Áreas de alto valor para la biodiversidad de anfibios

Para seleccionar las áreas de alto valor para la conservación de anfibios en estas montañas se consideraron cuatro criterios diferentes (total de especies, especies endémicas, especies endémicas regionales/locales y especies amenazadas) y dentro de cada criterio se consideraron tres niveles progresivos diferentes, los que habían sido analizados en el capítulo precedente: las cuadrículas con la

riqueza máxima de especies, las cuadrículas dentro del grupo superior de riqueza de especies y las cuadrículas con valores superiores al promedio. Independientemente del nivel considerado en esta selección, los cuatro criterios utilizados para distinguir las áreas de alto valor seleccionaron territorios con diferente extensión y localización dentro de los macizos montañosos (Tabla 1, Figs. 1 a 3).

Cuando se escogieron las cuadrículas con la riqueza máxima de especies como zonas de alto valor, las áreas de importancia ocupan entre 180 y 432 km<sup>2</sup> (1.2-3.0% de los macizos) según el criterio que se use (total, endémicas, endémicas regionales/locales o amenazadas, Tabla 1), las que están concentradas en la zona norte central de Sagua-Baracoa y central de la Sierra Maestra (Fig. 1). La selección como áreas de importancia de las cuadrículas incluidas en el grupo superior de riqueza de especies permite tener representado entre el 4.5 y el 6.5% del área de los macizos, ocupando entre 645 y 938 km<sup>2</sup> situados también en la zona norte central de Sagua-Baracoa y central de la Sierra Maestra (Fig. 2). Por último, la selección de las cuadrículas con los valores de riqueza superiores al promedio como áreas de importancia incluyen la mayor proporción del territorio: 7 001-8 243 km<sup>2</sup> o el 48.4-56.9% del área de estudio, las que se encuentran en cuadrículas dispersas por todo el territorio de estas montañas (Fig. 3).

Tabla 1. Extensión (km<sup>2</sup>) incluida dentro de áreas protegidas y porcentaje con respecto al área total (entre paréntesis) ocupada por cada categoría de las áreas de importancia según cuatro criterios y niveles diferentes en los macizos montañosos de Cuba Oriental.

Macizos	Extensión dentro de áreas protegidas (% con respecto al área total)			
	Especies	Endémicas	Regionales/Locales	Amenazadas
Riqueza máxima	195 (1.3%)	180 (1.2%)	432 (2.9%)	415 (2.9%)
Grupo superior	938 (6.5%)	645 (4.5%)	645 (4.5%)	930 (6.4%)
Mayores que el promedio	8243 (56.9)	7951 (54.9)	7782 (53.8)	7001 (48.4)

La selección de áreas de importancia utilizando estos tres niveles no siempre incluyen a todas las especies de cada criterio dentro de estas áreas, la cantidad de especies incluidas depende del nivel y el criterio utilizado (Tabla

2). Las cuadrículas con los valores mayores que el promedio de riqueza incluyen a todas las especies de cada criterio, excepto en las especies amenazadas, en las que queda fuera de estas áreas una especie de la Sierra Maestra



(Tabla 2). El criterio de escoger a las cuadrículas con la riqueza máxima de especies es el que menor proporción de las especies incluye en las áreas de importancia, en promedio abarca  $0.64 \pm 0.12$  SD del total de

especies (Tabla 2). Utilizando el grupo superior de riqueza de cada criterio incluye una proporción algo mayor del total de especies, con un promedio de  $0.71 \pm 0.08$  especies incluidas (Tabla 2).

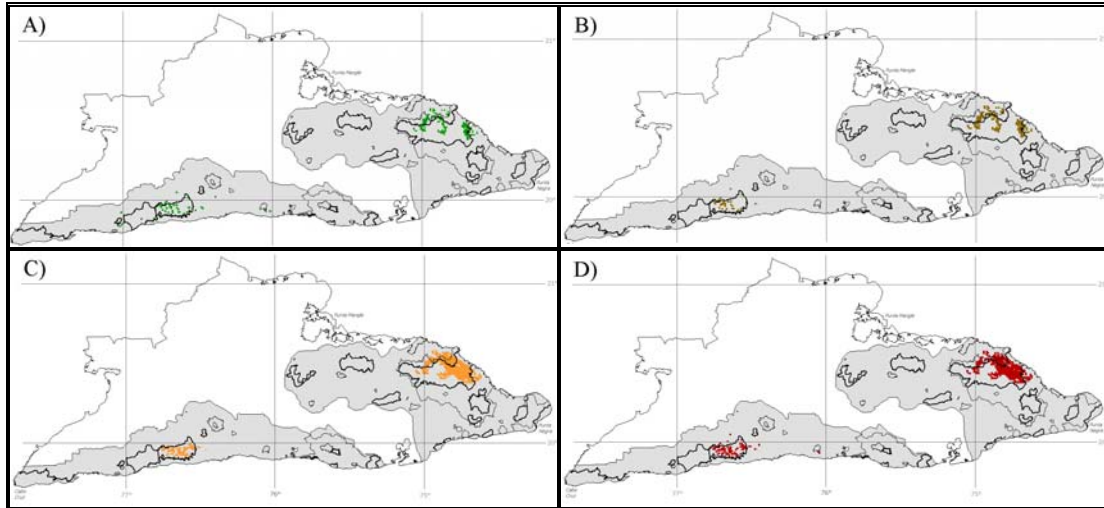


Fig. 1. Áreas de alto valor para la conservación de anfibios seleccionadas por las cuadrículas con la riqueza máxima de especies (A), de especies endémicas (B), de especies endémicas regionales/locales (C) y de especies amenazadas (D) en los macizos montañosos de la Región Oriental de Cuba. Los límites de las áreas protegidas se demarcan en negro (líneas más gruesas indican AP con categorías I y II de IUCN).

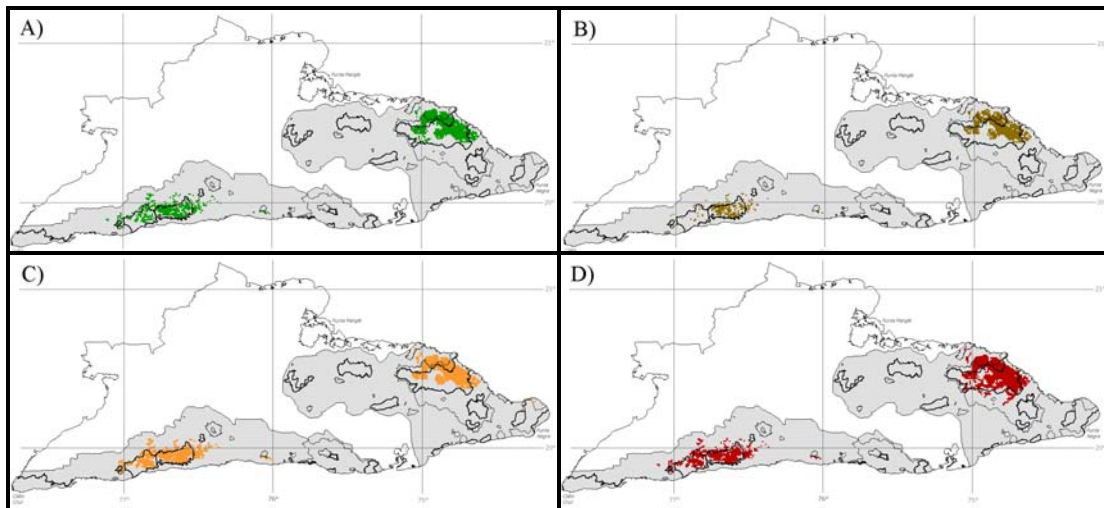


Fig. 2. Áreas de alto valor para la conservación de anfibios seleccionadas por las cuadrículas dentro del grupo superior de riqueza de especies (A), de especies endémicas (B), de especies endémicas regionales/locales (C) y de especies amenazadas (D) en los macizos montañosos de la Región Oriental de Cuba.

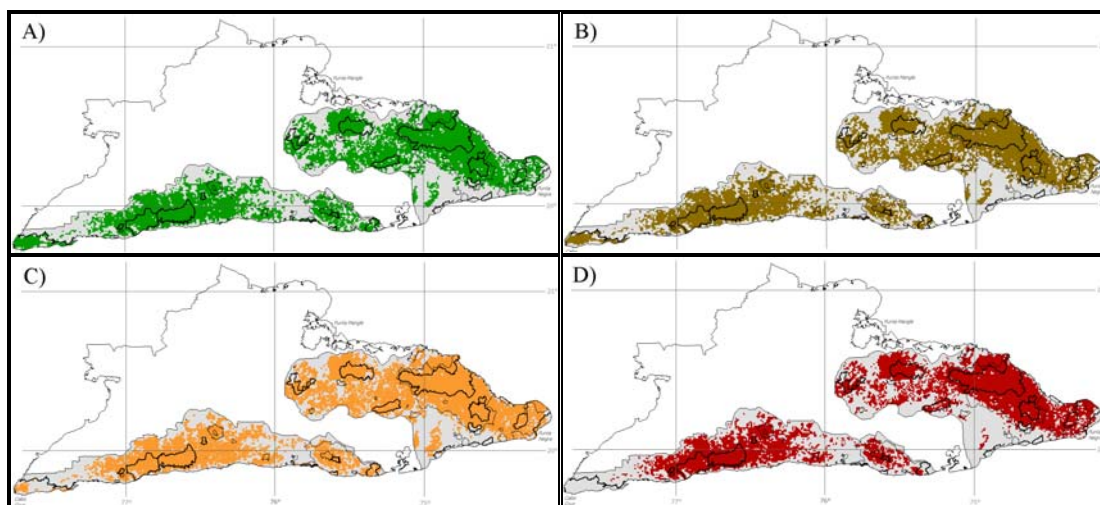


Fig. 3. Áreas de alto valor para la conservación de anfibios seleccionadas por las cuadrículas con valores superiores al promedio de especies (A), de especies endémicas (B), de especies endémicas regionales/locales (C) y de especies amenazadas (D) en los macizos montañosos de la Región Oriental de Cuba.

Tabla 2. Proporción del total de especies incluidas (A) y proporción del total de especies amenazadas excluidas (B) de las áreas de importancia seleccionadas siguiendo cuatro criterios y tres niveles diferentes en los macizos montañosos de Cuba Oriental. Los valores entre paréntesis representan el número total de especies en cada criterio. SM= Sierra Maestra, SB= Sagua-Baracoa.

	Especies		Endémicas		Regionales		Amenazadas	
	SM(28)	SB (28)	SM (26)	SB (26)	SM (19)	SB (19)	SM (19)	SB (20)
<b>A) Especies incluidas</b>								
Riqueza máxima	0.82	0.61	0.77	0.61	0.63	0.53	0.68	0.45
Grupo superior	0.82	0.71	0.81	0.61	0.74	0.68	0.74	0.60
Mayores que promedio	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	0.95	1.00
<b>B) Amenazadas excluidas</b>								
Riqueza máxima	0.18	0.45	0.19	0.40	0.37	0.47	0.26	0.45
Grupo superior	0.18	0.35	0.19	0.45	0.26	0.32	0.26	0.35
Mayores que promedio	0	0	0	0	0	0	0.05	0

Otra forma de estimar la efectividad de estos criterios de selección de áreas de alto valor es la proporción de especies amenazadas que se excluyen. Los resultados fueron también variables, con el criterio de seleccionar las cuadrículas mayores que el promedio siendo el que menor proporción de especies amenazadas deja fuera, con solo una especie en la Sierra Maestra y ninguna en Sagua-Baracoa (Tabla 2). Los otros dos criterios dejan fuera entre el 18 y el 47% de las especies amenazadas, las diferencias entre cada uno de ellos no fueron

muy grandes (Tabla 2).

Se obtuvo una correspondencia alta y positiva entre los diferentes criterios utilizados para seleccionar áreas de alto valor para los anfibios (Tabla 3), resaltando las correlaciones entre total de especies-especies endémicas y entre especies amenazadas-endémicas regionales/locales con los valores más elevados. Por el contrario, la relación entre total de especies-endémicas regionales/locales fue la de valor más bajo con relación al resto, aunque la correlación fue igualmente alta (Tabla 3).

Tabla 3. Coeficientes de correlación ( $r_s$ ) entre la riqueza total de especies de anfibios, la riqueza de especies endémicas, la riqueza de endémicas regionales/locales y la riqueza de especies amenazadas en los macizos montañosos de Cuba Oriental. Todos los coeficientes fueron significativos para  $p < 0.001$ ,  $N = 14\ 475$ .

	Amenazadas	Regionales/Locales	Endémicas	Especies
Especies	0.96	0.95	0.99	--
Endémicas	0.97	0.97	--	--
Regionales/Locales	0.98	--	--	--

### Análisis de vacío (Áreas de alto valor para la biodiversidad)

Las áreas con el valor máximo de riqueza total de especies presentan el 81.7% de su superficie incluidas dentro del SNAP (Tabla 4) y la mayoría de este porcentaje se encuentra a su vez incluido dentro de áreas con categorías I y II de la IUCN (Fig. 1). El SNAP protege el 88.6% de las cuadrículas con el valor máximo de la riqueza de especies endémicas y los Parques y Reservas protegen el 66.8% de estas cuadrículas (Tabla 4, Fig. 1). Cuando se tienen en cuenta solo las especies endémicas regionales, se pone de manifiesto una situación parecida a la anterior, el SNAP protege el 88.9% de las cuadrículas con los valores máximos y los Parques y Reservas protegen el 68.5% de estas cuadrículas (Tabla 4, Fig. 1). Finalmente, para las especies amenazadas la situación es mejor ya que los porcentajes protegidos son superiores para ambas categorías de AP, con el SNAP protegiendo el 89.8% de las cuadrículas con valores máximos (Tabla 4, Fig. 1).

Cuando se dividen los mapas de riqueza en cuatro grupos y se utiliza el grupo superior como medida de áreas de alto valor, el SNAP da cobertura a más del 75% del territorio seleccionado (Fig. 2), alcanzando los valores más altos de representatividad la riqueza de especies endémicas (Tabla 4, Fig. 2). Alrededor de la mitad de estas cuadrículas se encuentran dentro de áreas con categoría I y II de la IUCN, pero esta proporción de área protegida nunca es superior al 62% (Tabla 4).

Considerando el tercer nivel de áreas de alto valor para la biodiversidad, las cuadrículas con valores mayores al promedio en cada categoría,

se obtienen valores inferiores al 50% de representatividad en el SNAP (Fig. 2), teniendo el valor superior la riqueza de especies amenazadas con el 44.5% de sus cuadrículas incluidas en AP (Tabla 4, Fig. 2). Cuando se consideran solo los Parques y Reservas, el porcentaje protegido es inferior a la cuarta parte de las cuadrículas para los cuatro criterios considerados (Fig. 2), quedando las especies endémicas regionales en la situación peor (Tabla 4).

En general, existió una coincidencia positiva no aleatoria entre las áreas de alto valor consideradas y las áreas protegidas según los resultados de las pruebas estadísticas realizadas (Tabla 4). Esto se cumplió para cada uno de los cuatro niveles de análisis utilizados: los valores máximos, el grupo superior de riqueza de los mapas divididos en cuatro grupos equitativos y los valores superiores al promedio del área de estudio.

### Análisis de vacío (Especies individuales)

De las 40 especies analizadas, solo *Eleutherodactylus rivularis* no está presente en alguna de las áreas protegidas de estos macizos montañosos. Un análisis más restrictivo indica que cuatro especies no se encuentran dentro de las AP con categorías I y II de la IUCN, esto es Reservas Naturales, Parques Nacionales y Reservas Ecológicas (Tabla 5). Estas especies coinciden en presentar distribuciones restringidas a áreas pequeñas (entre 32 y 161 km<sup>2</sup>) dentro de uno solo de los macizos. Por el contrario, siete especies solo están representadas en AP con categorías I y II de la IUCN (Tabla 5), siendo también especies de distribución restringida dentro de uno de los

macizos, con áreas de distribución potencial que ocupan entre 4 y 293 km<sup>2</sup>.

La superposición entre las distribuciones potenciales y el SNAP fue extensiva (Fig. 4), sugiriendo que la mayoría de las especies tienen ya algún grado de protección, con una sola excepción. Sin embargo, la presencia en AP no es el único criterio a considerar, por lo que se analizó también cuanto de la distribución de cada especie estaba incluido dentro de las AP. Como resultado se obtuvo que las especies protegidas tienen entre el 23.4 y el 100% de su área de distribución potencial incluida dentro del SNAP y de estas, las 36 especies presentes en AP con categorías I y II de la IUCN presentan entre el 11.1 y el 100% de su área de distribución protegidos por el SNAP (Tabla 5). De las 31 especies endémicas

regionales presentes en el área de estudio, solo 10 (el 32.3%) tienen 70% o más de su distribución incluido dentro de un AP, mientras que otras tres tienen entre 66 y 68% incluidos (Tabla 5). Iguaes resultados se obtuvieron para las especies amenazadas (Tabla 5).

La mayoría de las especies con bajos porcentajes de cobertura por el SNAP son especies de amplia distribución en Cuba o en el área de estudio (Tabla 5), se exceptúan *E. michaelsschmidi* y *E. pezopetrus*, las que son endémicas de alguno de los dos macizos montañosos. Estas dos especies tienen áreas de distribución potencial inferiores a 180 km<sup>2</sup> (alrededor del 2% de los macizos) y tienen protegido menos de un tercio de esa área.

Tabla 4. Porcentajes de coincidencia entre el Sistema Nacional de Áreas Protegidas y las áreas de alto valor seleccionadas siguiendo cuatro criterios y tres niveles diferentes en los macizos montañosos de Cuba Oriental. La significación estadística de las asociaciones fue comprobada mediante la prueba de chi cuadrado ( $\chi^2$ ), con todos los resultados significativos para  $p=0.0000$ .

	Especies	Endémicas	Regionales	Amenazadas
Riqueza máxima	81.7%, $\chi^2=211.1$	88.6%, $\chi^2=252.8$	88.9%, $\chi^2=633.8$	89.8%, $\chi^2=626.4$
Grupo superior	75.3%, $\chi^2=819.9$	80.4%, $\chi^2=690.1$	42.5%, $\chi^2=719.1$	79.2%, $\chi^2=1222.5$
Mayores que el promedio	42.5%, $\chi^2=816.4$	42.2%, $\chi^2=704.2$	74.7%, $\chi^2=789.8$	44.5%, $\chi^2=845.2$

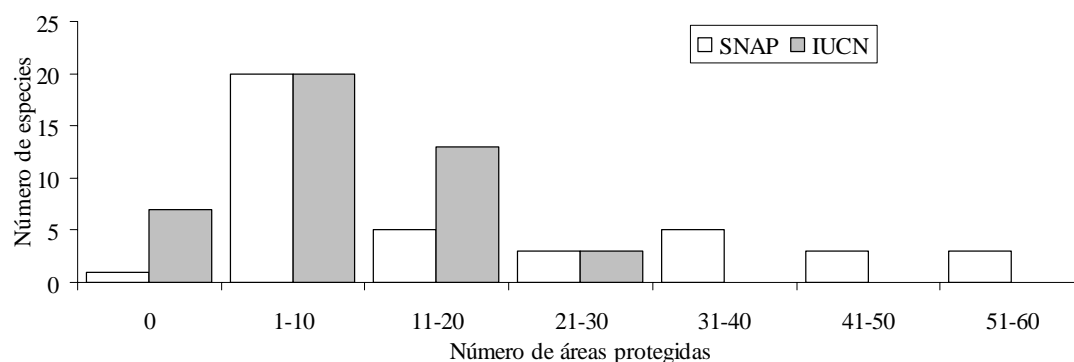


Fig. 4. Representación de las especies de anfibios dentro de áreas protegidas en los macizos montañosos Sierra Maestra y Sagua-Baracoa. Considerando el SNAP completo (SNAP), considerando solo las áreas con categorías I y II de la IUCN (IUCN).

Tabla 5. Área (km<sup>2</sup>) de la distribución geográfica potencial y porcentaje de esa distribución incluido dentro de áreas protegidas (SNAP) y dentro de las áreas protegidas con categorías I y II de la IUCN (IUCN I-II) en 40 especies de anfibios de dos macizos montañosos de Cuba.

Especie	Área (km <sup>2</sup> )	SNAP (%)	IUCN I-II (%)
<i>B. longinasus</i> *	34.0	71.5	71.5
<i>B. peltcephalus</i>	8432.0	26.0	11.1
<i>B. taladai</i>	5694.0	44.1	21.8
<i>E. acmonis</i> *	4.0	100.0	65.0
<i>E. albipes</i> *	110.0	90.2	90.2
<i>E. atkinsi</i>	11774.0	34.2	18.1
<i>E. auriculatus</i>	7918.0	41.4	23.1
<i>E. bartonsmithi</i> *	32.0	53.4	0.0
<i>E. bresslerae</i> *	130.0	71.9	41.3
<i>E. cubanus</i> *	522.0	59.3	58.1
<i>E. cuneatus</i> *	7517.0	43.1	24.2
<i>E. dimidiatus</i>	6204.0	44.8	25.2
<i>E. etheridgei</i> *	394.0	66.1	34.0
<i>E. glamyrus</i> *	788.0	48.7	47.7
<i>E. guantanamera</i> *	6334.0	41.1	21.2
<i>E. gundlachi</i> *	1410.0	71.8	52.4
<i>E. iberia</i> *	646.0	81.1	54.2
<i>E. intermedius</i> *	648.0	60.7	51.2
<i>E. ionthus</i> *	3721.0	35.7	21.3
<i>E. jaumei</i> *	41.0	82.0	82.0
<i>E. leberi</i> *	161.0	43.4	0.0
<i>E. limbatus</i>	5655.0	45.2	26.3
<i>E. maestrensis</i> *	293.0	60.9	60.9
<i>E. mariposa</i> *	105.0	63.3	63.0
<i>E. melacara</i> *	535.0	62.2	61.6
<i>E. michaelschmidi</i> *	129.0	23.4	0.0
<i>E. orientalis</i> *	4.0	100.0	65.0
<i>E. pezopetrus</i> *	179.0	30.8	29.2
<i>E. planirostris</i>	4684.0	25.4	13.2
<i>E. principalis</i> *	934.0	82.2	54.5
<i>E. ricordii</i> *	7423.0	41.1	22.3
<i>E. rivularis</i> *	152.0	0.0	0.0
<i>E. ronaldi</i> *	6197.0	42.9	18.3
<i>E. simulans</i> *	2549.0	61.9	30.8
<i>E. tetajulia</i> *	790.0	67.0	51.0
<i>E. toa</i> *	2470.0	67.6	36.6
<i>E. tonyi</i> *	130.0	99.4	99.4
<i>E. turquinensis</i> *	518.0	55.7	55.3
<i>E. varleyi</i>	10372.0	26.9	13.5
<i>O. septentrionalis</i>	12804.0	32.6	16.9
Promedio	2960.9	55.0	38.3
Desviación estándar	3723.9	23.0	25.6
Mediana	718.0	54.6	32.4

\* Especies endémicas regionales y locales.

En total, los anfibios tienen un promedio de  $1\ 180.8 \pm 1\ 308.4$  SD km<sup>2</sup> de su distribución incluidos dentro de algún área protegida de estas montañas y de estos,  $655.1 \pm 674.1$  km<sup>2</sup> están dentro de AP con categorías I y II de la IUCN. Transformando estas cifras a porcentajes (Tabla 5), estas especies tienen en promedio la mitad de su área de distribución protegida por

el SNAP y aproximadamente un tercio protegido en áreas con las categorías de protección más estrictas (Tabla 5). Además, la mayoría de las especies tienen entre 40 y 70% de su área representada dentro del SNAP y alrededor del 30% dentro de las AP con categorías I y II de la IUCN (Fig. 5).

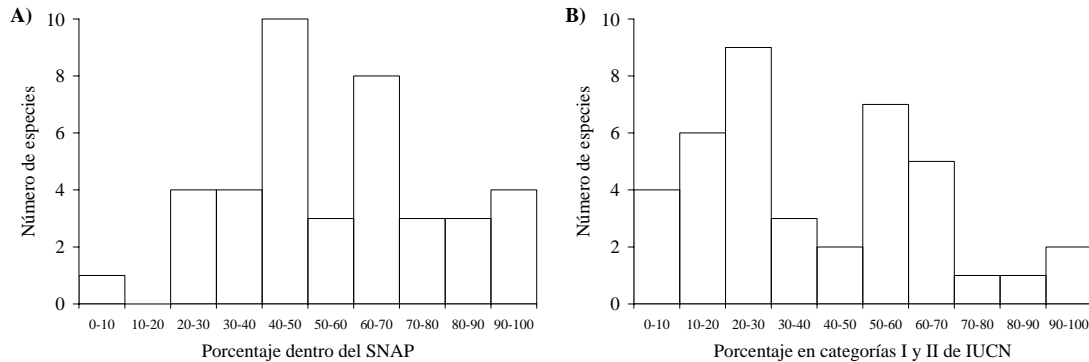


Fig. 5. Frecuencia del porcentaje del área de distribución potencial de las especies incluido dentro de áreas protegidas en los macizos montañosos Sagua-Baracoa y Sierra Maestra. Considerando el SNAP completo (A), considerando solo las áreas con categorías I y II de la IUCN (B).

Los datos muestran una ligera tendencia a que las especies con menor área de distribución potencial tengan mayor porcentaje incluido en el SNAP (Fig. 6), siendo esta relación significativa ( $F=14.8$ ,  $p=0.0004$ ,  $r^2=28.0$ ). Igual tendencia existe en la relación entre el área de distribución potencial y el porcentaje incluido dentro de AP con categorías I y II de la IUCN (Fig. 6), también con resultados significativos ( $F=13.9$ ,  $p=0.0006$ ,  $r^2=26.7$ ).

Teniendo en cuenta que varias especies tienen dos o más sub-poblacionales aislados dentro de uno de los macizos o en cada macizo montañoso por separado, se analizó también la

inclusión de cada uno de estos núcleos dentro de las AP. Las 14 especies que presentan esta condición tienen cada una de sus poblaciones aisladas representadas total o parcialmente dentro del SNAP (Apéndice 7.I) y todas tienen gran parte de sus poblaciones protegidas por áreas con categorías I y II de la IUCN (Apéndice 7.I). La situación menos favorable es la de *E. pezopetrus*, especie que tiene el principal núcleo poblacional incluido dentro de una Reserva Ecológica, pero otras poblaciones aisladas tienen una representación muy reducida o nula dentro del SNAP.

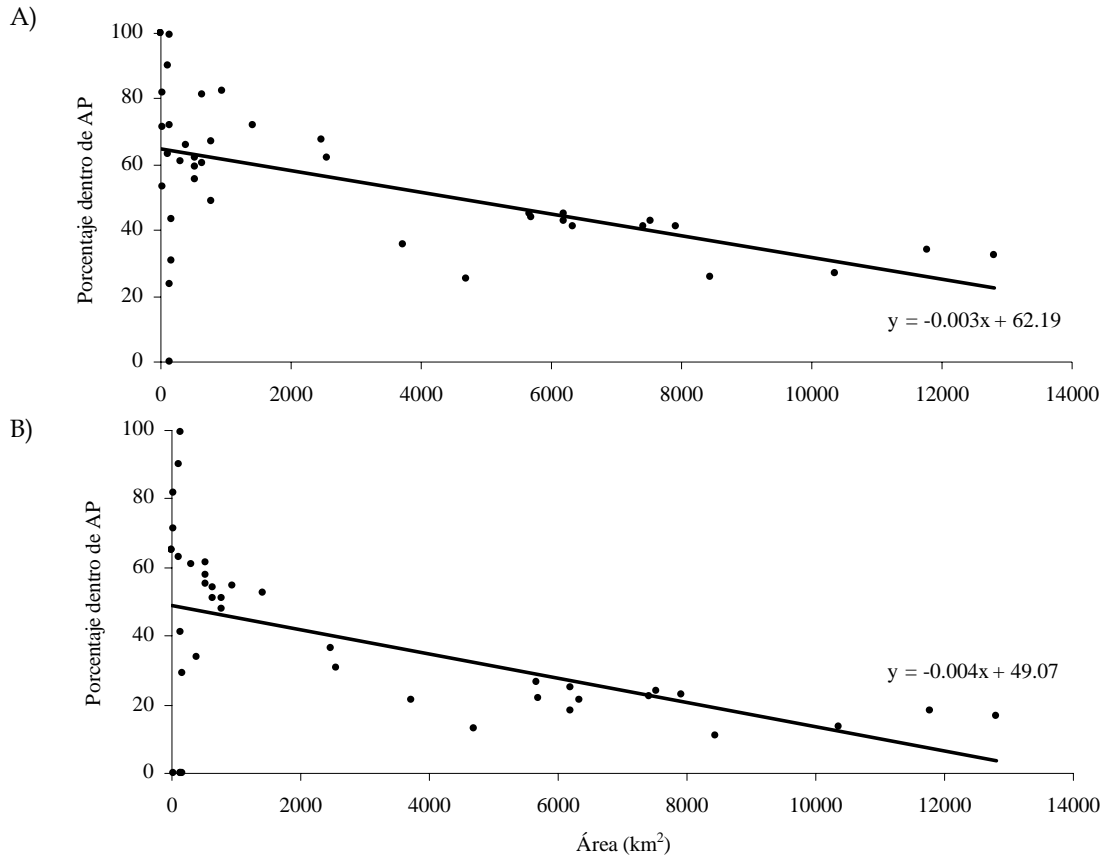


Fig. 6. Relación entre el área de distribución potencial y el porcentaje de esa área incluido en el SNAP (A) o en las áreas con categorías I y II de la IUCN (B) en 40 especies de anfibios de los macizos montañosos Sagua-Baracoa y Sierra Maestra.

### Áreas adicionales para la conservación de anfibios

A partir de los análisis anteriores fue posible conocer que los indicadores considerados para los anfibios del área de estudio no están completamente satisfechos en el SNAP, tanto a nivel de especies como de áreas de alto valor, quedando una de las especies y una parte de las áreas de importancia seleccionadas sin la protección de las AP. La caracterización y análisis de esos territorios sin protección, pero con valores importantes para los anfibios, se realiza a continuación.

Primeramente se seleccionaron 107 km² de la distribución potencial de *E. rivularis* (el 70% de su área total) para ser protegidos, todos situados en un solo núcleo fuera de AP al norte de la Sierra Maestra (Fig. 7). El área de distribución de esta especie podría estar

marginalmente incluida en el Parque Nacional Turquino, pero aún así la proporción de su área de distribución bajo cobertura sería muy pequeña, considerando que esta especie vive en altitudes entre 80 y 240 m snm (Díaz y Cádiz 2008) y este Parque fue diseñado con el objetivo de proteger mayormente ecosistemas y especies de montaña.

La conjugación de las áreas que no están representadas en AP para cada uno de los criterios utilizados (total de especies, endemismo, endemismo regional y amenaza) permitió seleccionar las cuadrículas de las áreas de importancia que no están protegidas actualmente (Fig. 7), las que se extienden por 246 km² (170 km en Sierra Maestra y 76 km en Sagua-Baracoa). Esto representa el 1.7% del área total de los macizos y el 5.2% del área total protegida en estas montañas. Sumándole el

área necesaria para proteger a *E. rivularis*, el total ascendería a 353 km<sup>2</sup>, lo que representa el 2.4% de los macizos. La inclusión de estas áreas dentro del SNAP representaría un aumento de

solo el 7.4% en la extensión total de este sistema y permitiría la presencia dentro de AP de todas las áreas de alto valor para los anfibios de estas montañas.

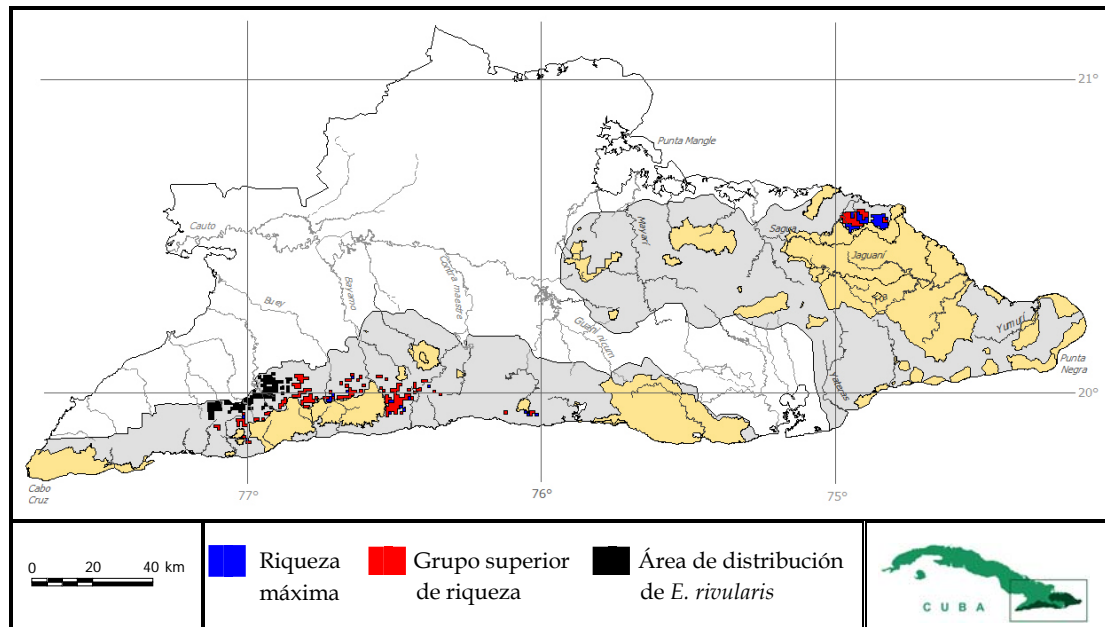


Fig. 7. Áreas de alto valor para los anfibios que no se encuentran dentro de las áreas protegidas actuales (en anaranjado) de los macizos montañosos de Cuba Oriental.

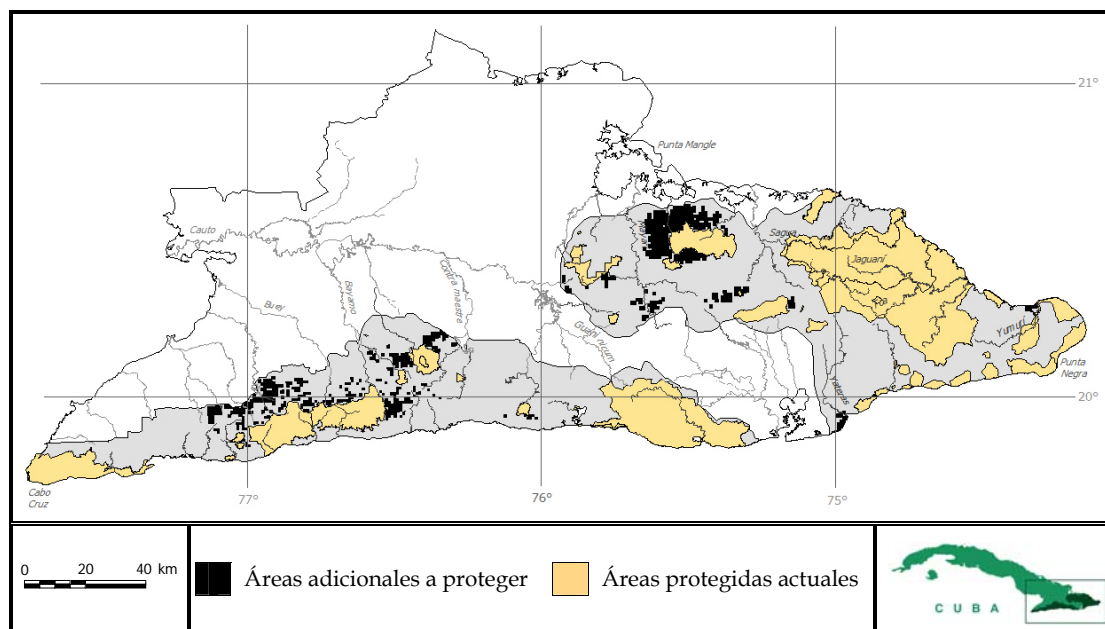


Fig. 8. Áreas adicionales que sería necesario proteger para cumplir con las metas de conservación del CNAP en los macizos montañosos de Cuba Oriental.



De las áreas seleccionadas anteriormente, los 76 km<sup>2</sup> que se encuentran en el macizo Sagua-Baracoa (Fig. 7) deben ser considerados con precaución, ya que están situados en el borde de una de las zonas más importantes de minería a cielo abierto del país, además de que se encuentran dentro de un área otorgada como concesión minera que puede ser explotada en cualquier momento. Estas áreas con alta riqueza específica de anfibios en este macizo montañoso se enfrentan al peligro de desaparecer producto de la actividad humana. Debido a lo anterior, este territorio no se encuentra dentro de las actuales AP ni será propuesto en esta tesis para su inclusión dentro del SNAP o para su conservación por otra vía.

Un segundo análisis a realizar es el de que áreas se necesitan proteger para cumplir con las metas de conservación trazadas por el Centro Nacional de Áreas Protegidas para el quinquenio 2009-2013 (CNAP 2009). Con este objetivo se identificaron las cuadrículas que sería necesario incluir en el SNAP para que estuviera representado “el 70% de la distribución de cada especie endémica, amenazada o de distribución restringida a nivel local” (CNAP 2009), considerando para este análisis a las 27 especies de las montañas orientales seleccionadas por el CNAP.

Como resultado se identificaron varias áreas (Fig. 8) con una extensión de entre 7 y 269 km<sup>2</sup> (promedio= 72.5 ± 87.0 km<sup>2</sup>), las que con su protección garantizarían la representación del 95% de las especies de interés, cada una con el 70% de su área de distribución incluida dentro del SNAP. En total estas áreas ocupan 725 km<sup>2</sup>, divididos en 348 km<sup>2</sup> en Sierra Maestra y 377 km<sup>2</sup> en Sagua-Baracoa (Fig. 8), lo que representa el 5.0% del área total de los macizos (el 5.6% de la Sierra Maestra y el 4.6% de Sagua-Baracoa), así como el 15.3% de la extensión actual del SNAP.

Una sola especie, *E. ionthus*, no cumpliría con la meta de tener protegido el 70% de su distribución, pero aún así se mantiene el cumplimiento de la otra meta (95% de las especies representadas). De las especies seleccionadas por CNAP (2009), *E. ionthus* es la de mayor extensión en su distribución

potencial con 3 721 km<sup>2</sup> (la mitad del área de la Sierra Maestra), y proteger el 70% de su área significaría la protección de 2 605 km<sup>2</sup>, es decir 1.5 veces el área total protegida actual de este macizo montañoso.

## DISCUSIÓN

Teniendo en cuenta los criterios de áreas de alto valor para la biodiversidad utilizados en este trabajo, puede considerarse que el SNAP proporciona un grado de protección razonable a los núcleos principales de diversidad de anfibios de los macizos montañosos estudiados. Una parte considerable de estas áreas de importancia están a su vez incluidos en AP con categorías I y II de la IUCN, es decir las áreas de protección más estrictas dentro del sistema cubano e internacional (IUCN 1994, CNAP 2002), garantizando la conservación de las áreas de alto valor para los anfibios. Los porcentajes de las áreas de importancia que están bajo la cobertura de las AP son apreciables cuando se consideran los niveles superiores analizados (riqueza máxima y grupo superior de riqueza), asegurando la protección de al menos las dos terceras partes de las cuadrículas que cumplen con estas condiciones. Aunque los porcentajes de cobertura son inferiores cuando se analizan las cuadrículas con valores superiores al promedio, hay que tener en cuenta que este nivel ocupa una superficie total mayor a la de los otros niveles considerados (alrededor del 50% del área total de los macizos), por lo que proteger todas estas cuadrículas significaría proteger la mitad del área de estudio, algo imposible e ilógico.

La alta congruencia entre los diferentes criterios utilizados para seleccionar áreas de alto valor para los anfibios se debe a la proporción elevada de especies endémicas en la muestra (de las 40 especies solo dos no son endémicas), a que la mayoría de las especies amenazadas son también endémicas regionales o locales (el 93.5% de las especies cumplen con las dos condiciones) y al elevado número de especies con distribución limitada el área de estudio (de las 38 especies endémicas, 31 son endémicas de estas montañas). Esto se resume

en el alto endemismo de los anfibios en estas montañas, resultado del endemismo de las islas, y particularmente en el elevado endemismo local y regional. Al mismo tiempo, la mayoría de las especies han sido categorizadas como amenazadas debido a su endemismo y distribución reducida.

Los criterios aplicados en este trabajo para diferenciar las áreas de riqueza de especies pueden ser en cierta medida arbitrarios, por lo que podrían utilizarse también otros parámetros como la rareza, solo los endémicos locales (geográficos o ecológicos), o índices en los que se combinen varios parámetros, entre otros. Sin embargo, consideramos que todas las especies con alguna importancia para la conservación están concentradas en las áreas seleccionadas en este trabajo, por lo que cualquier selección o combinación de criterios que se utilice debe identificar las mismas zonas, y la única diferencia debe estar en la ampliación o disminución de la extensión de las áreas seleccionadas.

Estudios realizados en otros sitios del mundo no siempre han encontrado coincidencia entre áreas de alta riqueza específica y áreas con gran número de especies amenazadas o raras de otros grupos zoológicos (Williams *et al.* 1996, Fagan y Kareiva 1997, Hacker *et al.* 1998). En el caso específico de anfibios, dos trabajos (Drinkrow y Cherry 1995, Rey Benayas y de la Montaña 2003) han encontrado una disparidad entre riqueza y vulnerabilidad o rareza (=endemismo local). Las diferencias con nuestros resultados parecen provenir de que estos estudios se realizaron en zonas (templadas o subtropicales) o grupos (mariposas, aves, primates) que no poseen altos números de endémicos y muchas de sus especies amenazadas habitan en áreas que ocupan más de un país o región (e. g. bajo endemismo local).

Por el contrario, al menos dos trabajos han hallado correlación entre riqueza, endemismo y amenaza de anfibios, reptiles y mamíferos de México (Ceballos *et al.* 1998, García 2006), en coincidencia con esta tesis. Patterson (1987) y Patterson y Brown (1991) consideran que este tipo de relación es de esperar, ya que se ha

observado que los patrones de distribución de la riqueza de especies y de la riqueza de especies endémicas exhiben patrones no aleatorios. Para los anfibios del área de estudio, los altos niveles de riqueza de especies, endemismo, rareza y amenaza, así como la alta coincidencia entre ellos resulta de utilidad para seleccionar áreas que deben recibir la prioridad más alta en la conservación teniendo los valores concentrados en relativamente poca extensión. Dentro de las estrategias de conservación existentes, este constituye un paso importante para maximizar el número de especies y ecosistemas protegidos (Kerr 1997, Master 2001, Olson y Dinerstein 2002).

Los resultados obtenidos muestran un alto nivel de representatividad de las especies de anfibios de los macizos montañosos de la Región Oriental de Cuba en el SNAP, con el 97.5% de las especies presentes en al menos un área protegida, siendo la única excepción *E. rivularis*. La representatividad es también alta considerando solo las AP con categorías I y II de la IUCN, el 90% de las especies están presentes en al menos una de estas áreas. Las especies endémicas y las amenazadas tienen representados el 97.4% y el 96.9% en el SNAP, respectivamente, mientras que las endémicas regionales tienen representado el 96.8% de sus especies. Estos datos cumplen con las metas propuestas por el Plan del SNAP para el quinquenio 2003-2008 de tener representados el 90% de las especies de vertebrados y el 95% de las especies endémicas y/o amenazadas (CNAP 2002). Igualmente cumple con la meta para el quinquenio 2009-2013 de tener representado el 95% de las especies endémicas amenazadas y/o con distribución restringida a nivel local (CNAP 2009).

Los resultados obtenidos en esta tesis no coinciden con los mostrados en el Plan del SNAP para el quinquenio 2009-2013 (CNAP 2009) en cuanto al cumplimiento de las metas de conservación ni en las especies no representadas en las AP cubanas. En dicho trabajo, cuatro especies de las montañas orientales no tuvieron localidades dentro de AP (*E. jaumei*, *E. mariposa*, *E. michaelschmidi* y *E. rivularis*), sin embargo nuestros datos sí

manifiestan la inclusión de las tres primeras dentro de los límites de alguna de las AP del sistema. Estas diferencias están dadas por el uso de localidades puntuales en el Plan del Sistema (CNAP 2009) y por áreas de distribución potencial en nuestro caso. Debido a esto, los porcentajes de representatividad obtenidos por CNAP (2009) son más bajos que los obtenidos en este capítulo. Estas tres especies tienen localidades situadas en el mismo borde de los límites de algunas AP, por lo que no era difícil suponer su presencia dentro de las áreas, como había sido sugerido por estos autores (CNAP 2009).

En cuanto al grado de cobertura, visto como la proporción del área de distribución incluida dentro de AP, los resultados obtenidos en la tesis muestran valores considerados como aceptables para el momento actual de desarrollo de la conservación. La mayoría de las especies presentan alrededor de la mitad de su área de distribución dentro del SNAP y con excepción de *E. rivularis* (no representada en ningún AP) las otras especies tienen más de un 20% de su área de distribución en una o más de un área. Es más importante que las especies con áreas de distribución de menor extensión (generalmente endémicas de uno solo de los macizos) son las que mayor porcentaje de su distribución tienen dentro de AP.

Solo cuatro especies (*E. glamyrus*, *E. leberi*, *E. michaelschmidti*, *E. pezopetrus*) no cumplen con este planteamiento, pues aunque tiene áreas de distribución inferiores al 15% del territorio del macizo donde habitan, la proporción que tienen protegida es menor del 50%. Por el contrario, las especies con menor proporción protegida de su área de distribución son las especies no endémicas y las de amplia distribución, ya sea en los dos macizos montañosos de estudio o en toda Cuba. Debe tenerse en cuenta que la meta de cobertura propuesta por CNAP (2009) es para especies con distribución restringida, por lo que estas especies con amplia distribución fuera de los macizos no entran dentro del grupo que debe cumplir con este propósito de conservación.

Aunque se considera que este nivel de cobertura es aceptable para el área de estudio,

la mayoría de las especies no cumplen con las metas de conservación trazadas para el período 2009-2013, las que se proponen “tener el 70% de la distribución de las especies endémicas amenazadas o de rango de distribución restringido a nivel local en el SNAP” (CNAP 2009). En los datos de esta tesis casi dos tercios de las especies endémicas regionales y de las amenazadas tienen menos del 70% de su área de distribución protegida por el SNAP. Deben separarse aquí al menos cuatro especies que, aunque son endémicas regionales, su área de distribución ocupa la mayor parte de estas montañas y proteger el 70% de su distribución significaría declarar como áreas protegidas casi igual proporción del área de estudio, medida muy poco factible en la realidad.

Considerando solo las especies presentes en las montañas orientales analizadas en el trabajo del CNAP (2009), el 66.7% (18 de 27 especies) cumplen con las metas de conservación propuestas para el quinquenio 2009-2013 (CNAP 2009). Los resultados de este capítulo no coinciden con los anteriores, sino que son prácticamente inversos ya que solo el 32.3% de las especies cumplieron con estas metas de conservación. Estas diferencias se deben a que el CNAP (2009) utilizó el número de localidades individuales como criterio de cobertura por el SNAP, calculando cuantas localidades estaban dentro o fuera de los límites de las AP actuales, mientras que los resultados de la tesis se basan en áreas de distribución potencial incluidas o no en AP y no en registros puntuales.

El uso de modelos de distribución potencial generalmente tiene ventajas sobre el empleo de la información cruda de presencia en localidades para los análisis sintéticos de prioridades de conservación como el realizado en este capítulo (Sánchez *et al.* 2005). Los datos de presencia tienen sesgos procedentes de la detectabilidad y el esfuerzo de muestreo y pueden centrarse en áreas que históricamente han recibido mayor atención de colecta pero que pudieran no tener poblaciones actuales de la especie de interés, mientras que las distribuciones potenciales pueden reducir esos sesgos de forma notable (Soberón y Peterson

2004). El uso de modelos ayuda a compensar la falta de datos extensivos de distribución, necesarios para la planificación de la conservación en regiones extensas (Papeş 2007). La inclusión de todos los núcleos poblacionales aislados de 14 especies es también de importancia, no solo para la conservación de las especies como tal, sino también para la preservación de la diversidad genética de estos taxones. En este sentido también puede considerarse como adecuado el nivel de protección que brinda el SNAP a las diferentes poblaciones de estas especies, contribuyendo a la preservación del fondo genético de los anfibios de estas montañas. Considerando que aún pueden existir especies no conocidas para la ciencia y que algunas de las especies descritas en los últimos años fueron “descubiertas” a partir de un re-análisis de subespecies o poblaciones aisladas, este grado de protección puede estar dando cobertura anticipada a especies aún desconocidas.

Pueden señalarse cinco especies con problemas de conservación en el área de estudio: *E. glamyrus*, *E. leberi*, *E. michaelschmidi*, *E. pezopetrus* y *E. rivularis*. La última de estas especies no está presente en ninguna de las áreas protegidas de estos macizos montañosos, las otras cuatro tienen bajos porcentajes de cobertura en AP (aunque son endémicas de alguno de los macizos) y *E. pezopetrus* además tiene varias de sus poblaciones fuera del SNAP o con representación muy baja. Para estas especies deberían desarrollarse estrategias locales de manejo que permitan su protección incluso fuera de las áreas protegidas y medidas de conservación dirigidas particularmente a cada una de ellas. Estudios adicionales sobre su historia natural y preferencias de hábitat pudieran contribuir al desarrollo de esas estrategias de manejo y conservación.

Los resultados de este capítulo contrastan con los obtenidos en otras regiones donde a menudo las áreas protegidas no dan una representación completa de la biodiversidad o de grupos utilizados como criterio de biodiversidad (e.g., Scott *et al.* 2001, Rouget *et al.* 2003, Dimitrakopoulos *et al.* 2004, Oldfield *et al.* 2004, Yip *et al.* 2004, Riemann y Ezcurra

2005, Maiorano *et al.* 2006). En el caso particular de los anfibios, este ha sido un resultado recurrente en los análisis de vacío realizados en otros países utilizando las más diversas metodologías y criterios (Araújo 1999, Rey Benayas y de la Montaña 2003, García 2006, Araújo *et al.* 2007, Pawar *et al.* 2007). En este sentido, los resultados obtenidos indican una situación aceptable -al menos para los anfibios de los macizos montañosos orientales- en comparación con lo que sucede en otros lugares. Dando por hecho que el SNAP provee la protección necesaria y adecuada a la biodiversidad en cada una de las áreas protegidas, entonces una parte considerable del reto de la conservación se está cumpliendo.

Otro de los resultados de este estudio ha sido la identificación de zonas que no se encuentran representadas en el actual Sistema Nacional de Áreas Protegidas pero representan áreas de valor para la conservación de los anfibios. En este proceso hay dos enfoques diferentes pero no necesariamente excluyentes: (1) la identificación de todas las áreas de alto valor para la conservación de anfibios y (2) la selección de las áreas necesarias para proteger a las especies de interés en el área de estudio con un adecuado nivel de cobertura (70% o más de su área de distribución).

En el primero de estos aspectos se identificaron 353 cuadrículas adicionales necesarias para completar la cobertura a todas las áreas con los valores superiores de riqueza de especies, particularmente de especies endémicas regionales/locales y amenazadas, así como un área adicional para incluir a *Eleutherodactylus rivularis*, la única especie no representada en el SNAP. La protección de estas cuadrículas garantizaría la representación de todas las especies de anfibios dentro del SNAP, así como la conservación de las áreas de mayores valores de riqueza de especies, endémicas, endémicas regionales/locales y amenazadas, pero no cumpliría con la meta de conservar el 70% del área de distribución de las especies.

Para cumplir con esta meta sería necesario extender el actual SNAP -o la aplicación de otro instrumento de conservación- en un 15% adicional del territorio, protegiendo varias

zonas adicionales con una extensión de 725 km<sup>2</sup>. Estas áreas se encuentran diseminadas a través de los dos macizos, pero generalmente contiguas o cercanas a AP ya establecidas, lo que podría facilitar su manejo y conservación. Con la protección de estas nuevas zonas se estaría garantizando la conservación de todas las especies de interés, ya que se incluye en ellas la protección a *E. rivularis*, la que actualmente no está representada en el SNAP.

Estas zonas podrían ser incorporadas a la actual red de áreas protegidas para alcanzar una representación más completa de los anfibios orientales, especialmente el área de distribución de *E. rivularis*, pero una opción alternativa sería manejarlas con propósitos de conservación sin necesidad de declararlas como AP. Las áreas protegidas son la piedra angular para establecer estrategias de conservación, pero por sí solas no son adecuadas para la conservación de la naturaleza (Margules y Pressey 2000), por lo que esta conservación no debe depender solamente de las áreas naturales protegidas (Rey Benayas y de la Montaña 2003). El uso unificado de la conservación en áreas protegidas con la planificación adecuada del desarrollo en áreas no protegidas es de vital importancia en los tiempos actuales de acelerado crecimiento humano y la transformación del paisaje que lleva aparejado. En este sentido, podría realizarse una planificación adecuada del desarrollo de estas áreas de importancia que se encuentran fuera del SNAP para garantizar su conservación a través del manejo de los sistemas boscosos y agrícolas que en ellas se encuentran.

Tomando en cuenta lo lento que puede ser un proceso como la modificación del límite de un AP o la declaración de una nueva área, también se debe evaluar en paralelo el desarrollo de un conjunto de acciones de educación ambiental o de acciones de manejo que puedan contribuir a la conservación de estas especies. Estas acciones pueden ser incorporadas a las actividades de conservación desarrolladas en el Plan Turquino y en el manejo de cuencas planes desarrollados a nivel nacional y particularmente en el área de estudio.

Otro aspecto de importancia para la conservación en el área de estudio es el efecto adverso sobre los anfibios de los cambios en el uso de los suelos en hábitats boscosos naturales, como fue demostrado en el capítulo 4 de esta tesis. Ya que estos cambios se han producido en toda la extensión de los macizos montañosos y que provocan la desaparición de especies de áreas donde habitaron originalmente, se hace necesaria la preservación de las áreas naturales que permanecen aún intactas, conjugado con una planificación adecuada del desarrollo agrícola y económico del territorio. Este enfoque de unificar la conservación en áreas naturales con la conservación en paisajes dominados por la actividad humana es de vital importancia en los tiempos actuales donde una parte considerable de las tierras están siendo usadas para el desarrollo agrícola y urbano (Araújo *et al.* 2007).

Como resultado de esta tesis se obtuvieron las listas de especies potencialmente presentes en cada AP, lo que debe facilitar y estimular el desarrollo o la ampliación de las acciones de manejo de estas especies (por ejemplo, reforestación, monitoreos) en los planes operativos y de manejo, en particular de las especies endémicas regionales/locales y amenazadas. Debe considerarse la investigación de las fluctuaciones en las poblaciones de estas especies dentro de las AP mediante el establecimiento de programas de monitoreo o vigilancia que pudieran también contribuir al estudio y comprensión del fenómeno de las declinaciones a nivel mundial (Blaustein y Kiesecker 2002, Stuart *et al.* 2004).

El área de estudio juega un papel fundamental en la conservación de la diversidad de anfibios no solo de Cuba, sino también en el "hotspot" que representa el Caribe insular (Myers *et al.* 2000). Por esto, la conservación de las especies de anfibios de estas montañas es vital en la preservación de la diversidad específica a nivel local, regional y global, por lo que nuestros resultados son una guía para evaluar el grado de protección que recibe ese componente de la fauna y analizar su estado de conservación.

Los altos niveles de riqueza de especies, endemismo local y amenaza no son un atributo único de los anfibios, sino que varios otros grupos faunísticos y florísticos muestran valores similares en estos macizos montañosos (Fagilde Espinosa 2000, Sánchez Ruiz 2000, Martínez Quesada 2001, Fernández *et al.* 2005). Por tanto, un enfoque similar al utilizado en este trabajo debería ser aplicado a tantos otros grupos como sea posible, lo que permitiría evaluar el estado de conservación general de la biodiversidad de estas montañas y contribuiría a perfeccionar el Sistema de Áreas Protegidas del territorio, al mismo tiempo que sería útil en el trazado de estrategias de conservación y desarrollo sostenible de la región.

### LITERATURA CITADA

- Araújo, M. B. 1999. Distribution patterns of biodiversity and the design of a representative reserve network in Portugal. *Diversity Distributions* 5:151-163.
- Araújo, M. B. y P. Williams. 2000. Selecting areas for species persistence using occurrence data. *Biol. Conserv.* 96:331-345.
- Araújo, M. B., J. M. Lobo y J. C. Moreno. 2007. The effectiveness of Iberian Protected Areas in conserving terrestrial biodiversity. *Conserv. Biol.* 21:1423-1432.
- Blaustein, A. R. y J. M. Kiesecker. 2002. Complexity in conservation: lessons from the global decline of amphibian populations. *Ecol. Letters* 5:597-608.
- Bonn, A., A. S. Rodríguez y K. J. Gaston. 2002. Threatened and endemic species: are they good indicators of patterns of biodiversity on a national scale? *Ecol. Letters* 5:733-741.
- Brooks, T. M., R. A. Mittermier, C. G. Mittermier, G. A. B. da Fonseca, A. B. Rylands, W. R. Konstant, P. Flick, J. Pilgrim, S. Oldfield, G. Magin y C. Hilton-Taylor. 2001. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. *Conserv. Biol.* 16:909-923.
- Ceballos, G. y J. H. Brown. 1995. Global patterns of mammalian diversity, endemism, and endangerment. *Conserv. Biol.* 9:559-568.
- Ceballos, G., P. Rodríguez y R. A. Medellín. 1998. Assessing conservation priorities in megadiverse Mexico: mammalian diversity, endemism, and endangerment. *Ecol. Appl.* 8:8-17.
- Church, R. L., D. M. Stoms y F. W. Davis. 1996. Reserve selection as a maximal covering location problem. *Biol. Conserv.* 76:105-112.
- CNAP (Centro Nacional de Áreas Protegidas). 2002. Sistema Nacional de Áreas Protegidas, Cuba. Plan 2003-2008. Escandón Impresores, Sevilla, España, 222 pp.
- CNAP (Centro Nacional de Áreas Protegidas). 2009. Plan del Sistema Nacional de Áreas Protegidas 2009-2013. Centro Nacional de Áreas Protegidas, La Habana, Cuba, 190 pp.
- Díaz, L. M. y A. Cádiz. 2008. Guía taxonómica de los anfibios de Cuba. *Abc Taxa* 4:1-294.
- Dimitrakopoulos, P. G., D. Memtsas y A. Y. Troumbis. 2004. Questioning the effectiveness of the Natura 2000 species areas for conservation strategy: the case of Crete. *Global Ecol. Biogeogr.* 13:199-207.
- Drinkrow, D. R. y M. I. Cherry. 1995. Anuran distribution, diversity and conservation in South Africa, Lesotho and Swaziland. *South African J. Zool.* 30:82-90.
- Fagan, W. F. y P. M. Kareiva. 1997. Using compiled species lists to make biodiversity comparisons among regions: a test case using Oregon butterflies. *Biol. Conserv.* 80:249-259.
- Fagilde Espinosa, M. C. 2000. Las orquídeas del macizo montañoso Nipe-Sagua-Baracoa, Cuba Oriental. *Caribb. J. Sci.* 36:31-38.
- Fernández, J. L., J. L. Fontenla, E. Portuondo y J. A. Genaro. 2005. Himenópteros. En D. Maceira, A. Fong, W. S. Alverson y T. Wachter (eds.). Cuba: Parque Nacional La Bayamesa. Rapid Biological Inventories Report 13. The Field Museum, Chicago.
- Gambino, R. 2002. Park policies: a European perspective. *Environments* 30:1-14.
- García, A. 2006. Using ecological niche modelling to identify diversity hotspots for the herpetofauna of Pacific lowlands and adjacent interior valleys of Mexico. *Biol. Conserv.* 130:25-46.

- Hacker, J. E., G. Cowlshaw y P. H. Williams. 1998. Patterns of African primate diversity and their evaluation for the selection of conservation areas. *Biol. Conserv.* 84:251-262.
- IUCN. 1994. Guidelines for protected area management categories. IUCN/WCMC, Gland, Switzerland/ Cambridge, UK.
- IUCN. 2009. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2009.1. (<http://www.iucnredlist.org/>). International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, Gland. (Revisado el 29 Mayo 2009).
- Kelley, C., J. Garson, A. Aggarwal y S. Sarkar. 2002. Place prioritization for biodiversity reserve network design: a comparison of the SITES and ResNet software packages for coverage and efficiency. *Diversity Distributions* 8:297-306.
- Kerr, J. T. 1997. Species richness, endemism, and the choice of areas for conservation. *Conserv. Biol.* 11:1094-1100.
- Kiester, A. R., J. M. Scott, B. Csuti, R. Noss, B. Butterfield, K. Sahr y D. White. 1996. Conservation prioritization using gap data. *Conserv. Biol.* 10:1332-1342.
- Maiorano, L., A. Falcucci y L. Boitani. 2006. Gap analysis of terrestrial vertebrates in Italy: priorities for conservation planning in a human dominated landscape. *Biol. Conserv.* 133:455-473.
- Margules, C. R. y R. L. Pressey. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405:243-253.
- Martínez Quesada, E. 2001. Fanerógamas por áreas geográficas en los macizos montañosos orientales. En N. Viña, A. Fong y D. Maceira (eds.). *Diversidad biológica de los macizos montañosos de Cuba Oriental*, pp. 120-192. Centro Oriental de Ecosistemas y Biodiversidad (BIOECO), Santiago de Cuba.
- Master, L. L. 2001. Assessing threats and setting priorities for conservation. *Conserv. Biol.* 5:559-563.
- Midgley, G. F., L. Hannah, D. Millar, W. Thuiller y A. Booth. 2003. Developing regional and species level assessments of climate change impacts on biodiversity in the Cape Floristic Region. *Biol. Conserv.* 112:87-97.
- Moore, J. L., M. Folkmann, A. Balmford, T. Brooks, N. Burgess, C. Rahbek, P. H. Williams y J. Krarup. 2003. Heuristic and optimal solutions for set covering problems in conservation biology. *Ecography* 26:595-601.
- Myers, N. 1988. Threatened biotas: "hotspots" in tropical forests. *Environmentalist* 8:187-208.
- Myers, N. 1990. The biodiversity challenge: expanded hotspot analysis. *Environmentalist* 10:243-256.
- Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. da Fonseca y J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.
- Oldfield, T. E. E., R. J. Smith, S. R. Harrop y N. Leader-Williams. 2004. A gap analysis of terrestrial protected areas in England and its implications for conservation policy. *Biol. Conserv.* 120:303-309.
- Olson, D. M. y E. Dinerstein. 2002. The global 200: priority ecoregions for global conservation. *Ann. Missouri Bot. Gard.* 89:199-224.
- Ortega-Huerta, M. A. y A. T. Peterson. 2004. Modeling spatial patterns of biodiversity for conservation prioritization in North-eastern Mexico. *Diversity Distribution* 10:39-54.
- Papeş, M. 2007. Ecological niche modeling approaches to conservation of endangered and threatened birds in central and eastern Europe. *Biodiversity Informatics* 4:14-26.
- Patterson, B. D. 1987. The principle of nested subsets and its implications for biological conservation. *Conserv. Biol.* 1:323-354.
- Patterson, B. D. y J. H. Brown. 1991. Regional nested patterns of species composition in granivorous rodent assemblages. *J. Biogeogr.* 18:395-402.
- Pawar, S., M. S. Koo, C. Kelley, M. F. Ahmed, S. Chaudhuri y S. Sarkar. 2007. Conservation assessment and prioritization of areas in Northeast India: Priorities for amphibians and reptiles. *Biol. Conserv.* 136:346-361.
- Prendergast, J. R., R. M. Quinn y J. H. Lawton. 1999. The gaps between theory and practice in selecting nature reserves. *Conserv. Biol.* 13:484-492.

- Pressey, R. L. 1994. Ad hoc reservations: forward or backward steps in developing representative reserve systems? *Conserv. Biol.* 8:662-668.
- Pressey, R. L., C. J. Humphries, C. R. Margules, R. I. Vane-Wright y P. H. Williams. 1993. Beyond opportunism: key principles for systematic reserve selection. *Trends Ecol. Evol.* 8:124-128.
- Rey Benayas, J. M. y E. de la Montaña. 2003. Identifying areas of high-value vertebrate diversity for strengthening conservation. *Biol. Conserv.* 114:357-370.
- Riemann, H. y E. Ezcurra. 2005. Plant endemism and natural protected areas in the peninsula of Baja California, Mexico. *Biol. Conserv.* 122:141-150.
- Rouget, M., D. M. Richardson y R. M. Cowling. 2003. The current configuration of protected areas in the Cape Floristic Region, South Africa - reservation bias and representation of biodiversity patterns and processes. *Biol. Conserv.* 112:129-145.
- Sánchez Ruiz, A. 2000. Características generales de la fauna de arañas (Arachnida: Araneae) del macizo montañoso Sagua-Baracoa, Cuba. *Biodiversidad Cuba Oriental* 5:104-110.
- Sánchez, V., V. Cirelli, M. Munguia y S. Sarkar. 2005. Place prioritization for biodiversity representation using species' ecological niche modeling. *Biodiversity Informatics* 2:11-23.
- Scott, J. M., F. W. Davis, B. Csuti, R. Noss, B. Butterfield, C. Groves, H. Anderson, S. Caicco, F. D'Erchia, T. C. Edwards Jr., J. Ulliman y G. R. Wright. 1993. GAP Analysis: a geographic approach to the protection of biological diversity. *Wildl. Monogr.* 123:1-41.
- Scott, J. M., F. W. Davis, R. G. McGhie, R. G. Wright, C. Groves y J. A. Estes. 2001. Nature reserves: do they capture the full range of America's biological diversity? *Ecol. Appl.* 11:999-1007.
- Soberón, J. y A. T. Peterson. 2004. Biodiversity informatics: managing and applying primary biodiversity data. *Phil. Trans. R. Soc. London Ser. B* 359:689-698.
- Sokal, R. R. y F. J. Rohlf. 1995. *Biometry: The principles and practice of statistic in biological research.* W. H. Freeman, San Francisco, 887 pp.
- Stuart, S., J. Chanson, N. A. Cox, B. E. Young, A. S. L. Rodrigues, D. L. Fishman y R. W. Waller. 2004. Status and trends of amphibian declines extinctions worldwide. *Science* 306:1783-1786.
- Williams, P. H., D. Gibbons, C. Margules, A. Rebelo, C. Humphries y R. Pressey. 1996. A comparison of richness hotspots, rarity hotspots and complementary areas for conserving diversity using British birds. *Conserv. Biol.* 10:155-174.
- Yip, J. Y., R. T. Corlett y D. Dudgeon. 2004. A fine-scale gap analysis of the existing protected area system in Hong Kong, China. *Biodiversity Conserv.* 13:943-957.



**Apéndice 7.I.****Especies con poblaciones aisladas dentro de los macizos de estudio y su representatividad en áreas protegidas.**

*E. albipes*: los dos núcleos poblacionales protegidos en un solo macizo (dos áreas con categorías I y II de IUCN).

*E. bresslerae*: los dos núcleos poblacionales protegidos (en un área con categoría I y II de IUCN).

*E. cubanus*: los dos núcleos poblacionales protegidos (incluye tres áreas con categorías I y II de IUCN).

*E. dimidiatus*: los dos núcleos poblacionales dentro de Sierra Maestra protegidos (incluye seis áreas con categorías I y II de IUCN).

*E. etheridgei*: todos los núcleos poblacionales en los dos macizos protegidos (incluye siete áreas con categorías I y II de IUCN)

*E. glamyrus*: los dos núcleos poblacionales protegidos (incluye tres áreas con categorías I y II de IUCN).

*E. guantanamera*: el núcleo poblacional aislado de Sierra Maestra protegido (incluye un área con categoría I y II de IUCN)

*E. gundlachi*: el núcleo poblacional aislado de Sagua-Baracoa protegido (incluye dos áreas con categorías I y II de IUCN), tres núcleos poblacionales dentro de Sierra Maestra protegidos (incluye cinco áreas con categorías I y II de IUCN)

*E. intermedius*: el núcleo poblacionales aislado de Sagua-Baracoa protegido (incluye un área con categoría I y II de IUCN), tres núcleos poblacionales dentro de Sierra Maestra protegidos (incluye cinco áreas con categorías I y II de IUCN)

*E. limbatus*: los tres núcleos poblacionales dentro de Sierra Maestra protegidos (incluye cinco áreas con categorías I y II de IUCN)

*E. pezopetrus*: el núcleo principal protegido por áreas del SNAP pero otros núcleos pequeños dentro del macizo no protegidos o con porcentajes de cobertura muy bajos.

*E. ricordii*: los tres núcleos poblacionales dentro de Sierra Maestra protegidos (incluye cinco áreas con categorías I y II de IUCN)

*E. simulans*: los dos núcleos poblacionales protegidos (incluye seis áreas con categorías I y II de IUCN).

*E. tetajulia*: los dos núcleos poblacionales protegidos (incluye dos en áreas con categorías I y II de IUCN).



## CONCLUSIONES

---

1. Los macizos montañosos de la Región Oriental constituyen los principales centros de diversidad y endemismo de anfibios dentro de Cuba, albergando dos tercios de las especies, valores superiores a los de cualquier otro sitio de esta isla. Cada macizo por separado es importante y representa un componente único dentro de Cuba, pues cada uno tiene una fauna distintiva en la que son notables los endémicos exclusivos de cada macizo.
2. Las transformaciones que generan los cambios de uso del suelo, agrícolas y forestales, conllevan una pérdida del 50 al 100% de la riqueza de especies de anfibios con respecto a los hábitats boscosos naturales, teniendo los pastizales las mayores afectaciones por la pérdida del total de las especies del hábitat original. Las diferencias en la composición de especies entre los hábitats antropizados y el natural estuvieron basadas mayormente en la pérdida de especies, solo dos anfibios aparecieron ocasionalmente en los hábitats antropizados sin haber utilizado el hábitat original.
3. Las plantaciones forestales y las vegetaciones ruderales en las áreas trabajadas tuvieron abundancias totales similares a los bosques pluviales, determinadas por el predominio de una o dos especies muy abundantes. Los cafetales y los cultivos tuvieron una disminución en la abundancia total de anfibios con respecto al bosque, algunas de las especies presentaron mayor abundancia individual sin llegar a compensar la disminución total de las especies.
4. Se encontró una variabilidad en los patrones de respuesta de los anfibios frente a los cambios en el uso de los suelos de estas montañas: 11 especies fueron afectadas por la transformación del bosque natural, cuatro especies se vieron favorecidas y cuatro especies no evidenciaron afectaciones o beneficios por las transformaciones de los bosques.
5. Los modelos obtenidos predijeron áreas de distribución potencial de poca extensión para la mayoría de las especies y áreas de gran extensión superficial en unas pocas especies, lo que coincide con lo registrado en otras comunidades faunísticas y es típico de la mayoría de las distribuciones conocidas. El uso integrado de las dos metodologías de modelación permitió generar una representación geográfica de la distribución de las 40 especies de las dos áreas con mayor diversidad y endemismo de anfibios de Cuba.
6. Los métodos de modelación empleados produjeron predicciones adecuadas para todas las especies y fueron lo suficientemente robustos como para predecir correctamente la presencia de las especies en el 79-99% de las cuadrículas. Los modelos de distribución potencial obtenidos para estas especies fueron mejores que los modelos esperados si se obtuvieran al azar, siendo en general efectivos para discriminar los hábitats adecuados de los no adecuados para estas especies.
7. La cobertura y la altitud aportaron la mayor contribución a la conformación de los modelos de distribución de las especies estudiadas, seguido por algunas variables de presencia humana y las climáticas seleccionadas. La mayor influencia de la cobertura responde a los requerimientos de los anfibios, los que viven mayormente en bosques bien conservados que les proporcionan la sombra y humedad necesarias, evitando en gran medida las áreas sin vegetación arbórea y las zonas xerofíticas.

8. Los modelos generados con las dos metodologías aplicadas presentaron una alta similitud tanto en la localización espacial de las distribuciones predichas como en las variables ambientales utilizadas para la conformación de los mismos. Hubo concordancia entre las distribuciones potenciales obtenidas por ambas metodologías con las localidades conocidas para las especies, lo que indica una confiabilidad aceptable en los resultados obtenidos por los dos métodos.
9. Los valores potenciales de riqueza total de especies y de especies endémicas indican que en una cuadrícula de 1 km<sup>2</sup> puede encontrarse hasta el 60% de las especies de estos macizos, lo cual representa una elevada concentración de especies, mientras que en el 0.8% del territorio no se predice la presencia de especies de anfibios.
10. La distribución geográfica de la riqueza de especies mostró un patrón de concentración de los valores más altos en la zona norte central de Sagua-Baracoa y central de la Sierra Maestra, y los valores bajos y medios dispersos a través de todo el territorio de ambos macizos formando grupos pequeños. Estas dos grandes zonas núcleos de importancia para los anfibios se encuentran en la Sierra del Turquino y las Alturas de Moa, las que consecuentemente tienen una alta significación en la herpetofauna de Cuba y el Caribe insular.
11. Las zonas boscosas naturales a mayor altitud, con alta pluviosidad y presencia de ríos y arroyos condicionaron la presencia de una mayor riqueza potencial de especies (y con ella de endémicas, raras y amenazadas); mientras que las zonas costeras, bajas y antropizadas tuvieron los valores más bajos de riqueza de especies. Las zonas de mayor riqueza de especies también estuvieron condicionadas por los efectos de la biogeografía de estos macizos montañosos.
12. Los anfibios de estos macizos montañosos presentan una alta representatividad a nivel específico en el Sistema de Áreas Protegidas y la proporción del área de distribución que está bajo cobertura se considera aceptable para el momento actual de desarrollo de la conservación en Cuba.
13. Para lograr el cumplimiento de las metas de conservación trazadas para el próximo quinquenio por el Centro Nacional de Áreas Protegidas se necesitaría aumentar la protección en un 5% más del territorio de estos macizos, incrementando el Sistema de Áreas Protegidas en un 15% con respecto al área actual. Con la protección de estas nuevas áreas se garantizaría la protección del 70% o más del área de distribución de las especies endémicas regionales y amenazadas.
14. Además de la protección de nuevas áreas a escala regional para dar cobertura a los anfibios, es necesario reforzar los esfuerzos de conservación a escala local, especialmente en las áreas remanentes de bosques bien conservados, debido a los cambios negativos que provocan en la riqueza y composición de especies de anfibios la alteración de los hábitats boscosos naturales.

Reunido el Tribunal que suscribe en el día de la fecha acordó otorgar, por a la  
Tesis Doctoral de Don la calificación de .

Alicante, de de

El Secretario,

El Presidente,

**UNIVERSIDAD DE ALICANTE**  
**Comisión de Doctorado**

La presente Tesis de D. \_\_\_\_\_ ha sido  
registrada con el nº \_\_\_\_\_ del registro de entrada correspondiente.

Alicante \_\_\_\_ de \_\_\_\_\_ de \_\_\_\_\_

El Encargado del Registro,